

UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA
Faculdade de Ciências e Tecnologia
Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

O POTENCIAL ECOLÓGICO NO ÂMBITO DA DIRECTIVA-QUADRO DA ÁGUA – CONCEITOS E METODOLOGIAS DE DEFINIÇÃO

Filipe António de Sousa Saraiva

Dissertação apresentada na Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de
Lisboa para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia e Gestão da Água

Orientador: Professor Doutor António Pedro Carmona Rodrigues

Co-orientador: Professor Doutor Pedro Santos Coelho

Lisboa

2010

The development of ecological assessment and classification systems is one of the most important and technically challenging parts of the implementation of the Water Framework Directive. It is the first time such systems have been required under Community legislation and all Member States are in a position of needing to significantly expand their technical knowledge and experience.

*WFD CIS Guidance Document No. 13
Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential*

AGRADECIMENTOS

Ao Professor Doutor António Pedro Carmona Rodrigues a orientação e disponibilidade que sempre demonstrou, as sugestões e o acompanhamento ao longo de todo o trabalho. Agradeço também a amizade com que me honrou, a confiança depositada e o saber que me transmitiu ao longo da realização deste trabalho.

Ao Professor Doutor Pedro Santos Coelho a orientação e sugestões na elaboração da dissertação, bem como a motivação que sempre me incutiu. Agradeço também a amizade e confiança com que sempre me honrou.

Ao Engenheiro João Almeida o constante incentivo e o pragmatismo que me incutiu.

À Doutora Romana Rocha o interesse e as facilidades concedidas para a realização deste trabalho.

Ao Engenheiro Theo Fernandes o interesse e a disponibilidade ao longo da realização do trabalho.

À Gisela, à Sara, à Rita, à Francisca, ao Hugo, ao Cristóvão, ao António, ao Luis, ao Xico, ao Gita, à Maria, à Di, ao Tiago, ao Cami, à Ju, à Filipa, à Cláudia, e a todos os outros colegas e amigos o apoio e ajuda prestada.

Aos meus pais, aos meus irmãos e a toda a minha família o apoio e o insubstituível papel que têm desempenhado na minha formação.

Por último, mas não menos importante, à Pipa, toda a ajuda, preocupação, interesse, incentivo e carinho com que sempre me apoiou.

SUMÁRIO

A implementação da Directiva-Quadro da Água, como nova estratégia de planeamento e gestão de recursos hídricos, baseia-se numa abordagem ecológica, e possui, como objectivo primordial, o alcance do bom estado para as massas de água dos Estados-Membros da União Europeia.

O bom estado para as massas de água artificiais ou fortemente modificadas, compreende o bom potencial ecológico e o bom estado químico.

A classificação do potencial ecológico resulta da combinação de vários elementos de qualidade, nomeadamente, elementos de qualidade biológicos, físico-químicos e hidromorfológicos.

Para a definição do bom potencial ecológico verificam-se, essencialmente, duas abordagens: a Abordagem Convencional, baseada nos elementos de qualidade biológicos, e a Abordagem de Praga, que assenta em medidas de mitigação. A escolha destas ou de outras metodologias está à consideração de cada Estado-Membro, consoante a melhor aplicação que elas revelem em cada circunstância pontual. As duas abordagens, individualmente ou em conjunto, foram testadas por alguns Estados-Membros, tendo-se verificado uma frequente aplicação de modelos e de *expert judgment*.

O alcance do bom potencial ecológico é um objectivo comum para todos os Estados – Membros. Por conseguinte, a uniformização de metodologias e processos inerentes à definição do potencial ecológico é fundamental, no sentido de todos os países atingirem um objectivo comparável entre todos e alcançável por todos.

Palavras-chave: Abordagem Convencional; Abordagem de Praga; modelação; *expert judgment*.

ABSTRACT

The implementation of the Water Framework Directive, as a new strategy for water resources planning and management, is based on an ecological approach, and has, as its primary aim, the achievement of the good status for water bodies of the Member States of the European Union.

The good status for the artificial or heavily modified water bodies comprises good ecological potential and good chemical status.

The ecological potential classification results from the combination of various quality elements, namely, biological, physical-chemical and hydromorphological quality elements.

For the definition of the good ecological potential there are, essentially, two approaches: the Conventional Approach, based on biological quality elements, and the Prague Approach based on mitigation measures. Each Member State must implement these or other methods, depending on the best application they have in every circumstance. Both approaches, individually or together, were tested by some Member States, and it was verified a frequent application of models and expert judgment.

The achievement of the good ecological potential is a common aim for all Member States. Therefore, the standardization of methodologies and processes inherent to the ecological potential is essential so that all countries can achieve a comparable target among all and achievable by all of them.

Keywords: Conventional Approach; Prague Approach; models; *expert judgment*.

SIMBOLOGIA E NOTAÇÕES

ARH – Administração de Região Hidrográfica

CIS – Common Implementation Strategy

DQA – Directiva-Quadro da Água

INAG – Instituto da Água

NQA – Normas de Qualidade Ambiental

PBH – Planos de Bacia Hidrográfica

PGBH – Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica

PGRH – Planos de Gestão de Região Hidrográfica

PNA – Plano Nacional da Água

RQE – Rácios de Qualidade Ecológica

VLE – Valores-Limite de Emissão

WFD – Water Framework Directive

ÍNDICE DE MATÉRIAS

1	Introdução.....	1
1.1	Considerações gerais.....	1
1.2	Relevância.....	3
1.3	Objectivos.....	5
1.4	Metodologia geral.....	5
1.5	Estrutura do trabalho.....	6
2	Enquadramento geral.....	9
2.1	Quadro legal e institucional.....	9
2.1.1	Directiva-Quadro da Água.....	9
2.1.2	Lei da Água.....	16
2.2	Implementação da Directiva-Quadro da Água.....	20
2.2.1	Delimitação das massas de água.....	21
2.2.2	Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica.....	27
2.3	Objectivos ambientais.....	33
2.3.1	Estado químico.....	34
2.3.2	Estado ecológico.....	35
2.3.3	Potencial ecológico.....	36
2.3.4	Derrogações dos objectivos ambientais.....	38
3	Avaliação do estado das massas de água artificiais e fortemente modificadas.....	41
3.1	Classificação do potencial ecológico.....	43
3.2	Elementos de qualidade.....	45
4	Definição do potencial ecológico.....	50
4.1	Definição do bom potencial ecológico.....	53
4.1.1	Abordagem Convencional.....	53
4.1.2	Abordagem de Praga.....	64
4.1.3	Comparação das duas abordagens.....	69
5	A definição do potencial ecológico nos Estados-Membros.....	72

6	Conclusões e perspectivas futuras.....	80
7	Bibliografia.....	84

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 – Cronograma da dissertação de mestrado.	6
Figura 2.1 – Regiões hidrográficas de Portugal (adaptado de INAG, 2005).....	17
Figura 2.2 – Massas de água delimitadas em Portugal Continental.....	26
Figura 2.3 – Ciclo de planeamento dos PGRH (adaptado de Gomes, 2008)	31
Figura 2.4 – Agrupamento das massas de água em função do cumprimento dos objectivos ambientais preconizados na DQA, e possíveis derrogações a aplicar	34
Figura 2.5 – Processo de definição do estado ecológico.....	36
Figura 2.6 – Processo de definição do bom potencial ecológico	37
Figura 3.1 – Esquema conceptual do sistema de classificação no âmbito da DQA (adaptado de UK TAG, 2007)	42
Figura 3.2 – Relações entre os elementos de qualidade utilizados na classificação do potencial ecológico (adaptado de CIS WFD, 2005a).....	45
Figura 4.1 – Definição do potencial ecológico a partir do desvio ao potencial ecológico máximo	50
Figura 4.2 – Desvio ao potencial ecológico máximo	51
Figura 4.3 – Abordagem Convencional para definição do bom potencial ecológico .	54
Figura 4.4 – Metodologia de definição do potencial ecológico máximo – Abordagem Convencional	55
Figura 4.5 – Metodologia de definição do bom potencial ecológico – Abordagem Convencional	62
Figura 4.6 – Abordagem de Praga para definição do bom potencial ecológico.....	65
Figura 4.7 – Metodologia para definição do bom potencial ecológico – Abordagem de Praga	67

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 2.1 – Número e categoria das massas de água em Portugal Continental	27
Quadro 3.1 – Classes e código de cores para o potencial ecológico	43
Quadro 3.2 – Elementos de qualidade biológicos para a classificação do potencial ecológico.....	46
Quadro 3.3 – Elementos de qualidade químicos e físico-químicos de suporte aos elementos biológicos para a classificação do potencial ecológico	48
Quadro 3.4 – Elementos de qualidade hidromorfológicos de suporte aos elementos biológico para a classificação do potencial ecológico.....	49

1 Introdução

1.1 Considerações gerais

A relevância dos recursos hídricos, enquanto suporte de ecossistemas e de desenvolvimento humano, a percepção do seu carácter tendencialmente escasso, as variabilidades espacial e temporal dos fluxos de água no ciclo hidrológico, a sensibilidade dos meios hídricos a pressões qualitativas e morfológicas, e a sua natureza transversal a todas as actividades socioeconómicas, determinam a necessidade de uma gestão rigorosa e a adopção de medidas específicas de prevenção, protecção, recuperação e valorização do seu estado, sendo a resposta a este desafio incompatível com intervenções de carácter casuístico.

A gestão dos recursos hídricos apresenta significativos e diversificados graus de complexidade, tanto pelos impactes profundos que a água e sistemas conexos apresentam, em quase todas as actividades biológicas e antropogénicas, condicionando os processos de desenvolvimento e de ordenamento do espaço, como pelo seu carácter dinâmico, e ainda pela componente política, potencialmente geradora de conflitos. É neste quadro que se salientam a necessidade e o desafio de promover, com o mínimo consumo de recursos e a máxima eficácia, soluções para problemas de diversas índoles, que se revelem tecnicamente correctas, economicamente viáveis, legalmente adequadas, ambientalmente sustentáveis, socialmente aceites e politicamente equitativas.

Neste contexto, uma eficiente gestão dos recursos hídricos passa necessariamente pela definição de uma adequada política de planeamento e, consequentemente, pela aprovação de instrumentos que garantam a gestão sustentável e integrada de todas as suas valências, nomeadamente no que se refere a planos sectoriais focados na valorização, protecção e gestão equilibrada dos recursos, bem como na sua compatibilização com o desenvolvimento regional e sectorial, através da

racionalização dos seus usos. Com efeito, ao longo das últimas décadas, os exercícios de planeamento têm-se constituído como uma das tarefas de base do processo de gestão em países desenvolvidos, a par das acções de organização, administração ou monitorização.

Actualmente, a política de planeamento e gestão dos recursos hídricos, a nível comunitário e nacional, baseia-se essencialmente na Directiva-Quadro da Água e na Lei da Água, respectivamente. Estes documentos legislativos têm como objectivo estabelecer um enquadramento para a protecção das águas superficiais interiores, das águas de transição, das águas costeiras e das águas subterrâneas, de modo a evitar a degradação, protegendo e melhorando o estado dos ecossistemas aquáticos, dos ecossistemas terrestres associados e das zonas protegidas. Simultaneamente, este enquadramento legal procura promover, o consumo de água sustentável e a melhoria do ambiente aquático, através da redução gradual ou da cessação de descargas e emissões de substâncias prioritárias, da diminuição da poluição das águas subterrâneas, e da mitigação dos efeitos das inundações e secas.

A implementação da Directiva-Quadro da Água, como nova estratégia de planeamento e gestão de recursos hídricos, baseia-se numa abordagem ecológica, e possui, como objectivo primordial, o alcance do bom estado para as massas de água dos Estados-Membros da União Europeia. A Directiva estabelece novos mecanismos, metodologias e processos para alcançar este estado, através da gestão e do planeamento ao nível da bacia hidrográfica. De entre os mecanismos inovadores, destacam-se: a delimitação de massas de água e a aplicação de objectivos e medidas a estas, e a elaboração de Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica que deverão enquadrar todas estas matérias, e que funcionam como documento oficial de reporte à Comissão Europeia.

A Directiva-Quadro da Água distingue diferentes classes de massas de água, correspondendo, a cada uma delas, objectivos distintos, conforme sejam superficiais, fortemente modificadas ou artificiais, e subterrâneas. Para as massas de água superficiais, os objectivos a alcançar são o bom estado ecológico e químico, enquanto que para as subterrâneas são o bom estado químico e quantitativo. Para as massas de água fortemente modificadas ou artificiais, o conceito de bom estado ecológico é substituído pelo de bom potencial ecológico.

Para a definição do bom potencial ecológico das massas de água fortemente modificadas ou artificiais são consideradas, no essencial, duas abordagens: a Abordagem Convencional e a Abordagem de Praga. A escolha de uma destas metodologias/abordagens, ou de outras, fica à consideração de cada Estado-Membro, sendo também possível recorrer a uma combinação das duas, consoante a melhor aplicação que as mesmas revelem em cada circunstância pontual.

1.2 Relevância

A abordagem introduzida pela Directiva-Quadro da Água impõe uma mudança de paradigma, no que diz respeito à gestão dos recursos hídricos. Apesar de ter sido um assunto que preocupou desde sempre cientistas, investigadores, políticos e público em geral, e após terem sido realizadas inúmeras actividades, para uma adequada gestão e planeamento dos recursos, esta abordagem toma actualmente uma nova dimensão, através da transposição da Directiva-Quadro e da obrigatoriedade da sua implementação pelos Estados-Membros, da forma mais eficiente possível.

A transposição da Directiva-Quadro da Água envolve a aplicação de aspectos e metodologias inovadoras, o que implica que os Estados-Membros, para respeitarem as disposições da Directiva, investiguem, testem, calibrem e utilizem metodologias nunca antes desenvolvidas ou aplicadas.

Um dos aspectos diferenciadores é a abordagem focada na qualidade das águas Europeias, numa perspectiva ecológica, em detrimento apenas da preocupação com a quantidade e qualidade físico-química dos recursos hídricos.

A introdução da qualidade da água como aspecto fulcral da conservação e manutenção dos ecossistemas, a necessidade de caracterizar e avaliar o estado das massas de água designadas como artificiais ou fortemente modificadas, e a necessidade de desenvolver e aplicar estes conceitos no âmbito dos novos Planos de Gestão de Região Hidrográfica ou Bacia Hidrográfica, suportam a realização desta dissertação.

A actualidade e a pertinência do tema são comprovadas pela acesa discussão entre especialistas em torno destes aspectos, bem como pelas actividades relacionadas com as massas de água criadas ou alteradas pela actividade humana, promovidas pelos Estados-Membros para debate destes aspectos. A variedade de opiniões demonstra a ainda não conseguida uniformização de critérios e metodologias, e a incerteza na aplicação dos conceitos revela a reduzida aplicação prática dos mesmos. Nota-se, ainda, uma lacuna na produção de artigos científicos ou documentos técnicos, que abordem, de forma pragmática e concisa, alguns destes aspectos.

Deste modo, um factor preponderante para a escolha deste tema de dissertação foi a necessidade de compilar documentos, maioritariamente em língua Inglesa, que foram sendo produzidos de forma fragmentada, ou seja, sem seguirem uma sequência predefinida, desde a designação das massas de água, passando pela avaliação do seu estado e terminando na aplicação de medidas, tendentes à manutenção do bom estado ou à obtenção do mesmo.

Em Portugal, verifica-se uma relativa carência de informação no que concerne a estes aspectos, comprovando as ainda reduzidas oportunidades de investigação

neste âmbito, o que dificulta a disseminação de informação e aumenta a incerteza na aplicação dos conceitos.

Deste modo, considera-se fundamental a realização de pesquisas e estudos que permitam conhecer o estado da arte e os progressos esperados, relacionados com este tema.

1.3 Objectivos

Os objectivos propostos para o trabalho de investigação realizado foram os seguintes:

- enquadramento geral dos conceitos associados ao potencial ecológico das massas de água artificiais ou fortemente modificadas (massas de água superficiais), no que diz respeito à legislação nacional e comunitária, bem como dos principais mecanismos preconizados na Directiva-Quadro da Água;
- comparação de duas abordagens de definição do bom potencial ecológico das massas de água artificiais e fortemente modificadas – Abordagem Convencional e Abordagem de Praga;
- verificação da aplicação destas abordagens pelos Estados-Membros;
- apresentação de conclusões e perspectivas futuras que possam auxiliar a elaboração dos Planos de Gestão de Região Hidrográfica e dos Planos de Bacia Hidrográfica.

1.4 Metodologia geral

A metodologia adoptada para atingir os objectivos mencionados passou pela concretização de diversas fases, consubstanciadas ao longo dos diferentes capítulos do presente trabalho. Essas fases são seguidamente referidas, de forma resumida:

- realização de uma pesquisa e revisão bibliográfica baseada na consulta de livros, relatórios técnicos, artigos científicos, teses e actas de conferências, disponibilizados em suporte papel ou digital nos últimos 10 anos;

- concretização da metodologia a utilizar, englobando, a definição de conceitos, a comparação de metodologias e a verificação da aplicação das mesmas, bem como a consideração de casos de estudo;
- obtenção das conclusões que foram possíveis extrair do estudo desenvolvido.

O cronograma seguinte apresenta a distribuição e duração das diferentes tarefas subjacentes ao trabalho de investigação (Figura 1.1).

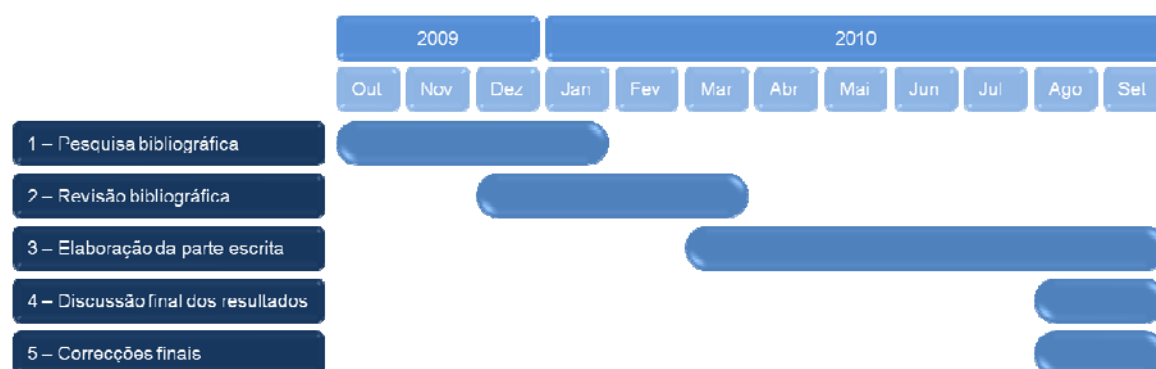


Figura 1.1 – Cronograma da dissertação de mestrado.

1.5 Estrutura do trabalho

O presente trabalho está estruturado em 7 (sete) capítulos, iniciando-se com um capítulo introdutório, seguido do enquadramento geral e do desenvolvimento do tema. No final, são apresentadas as conclusões e as considerações finais, bem como as referências bibliográficas.

No primeiro capítulo é realizada uma introdução ao trabalho efectuado, definem-se os objectivos, refere-se a abordagem metodológica adoptada e apresenta-se a forma como o texto está organizado.

No segundo capítulo é apresentado um enquadramento geral dos conceitos associados ao potencial ecológico, destacando-se a legislação que regula estes processos e os principais mecanismos introduzidos pela Directiva-Quadro da Água.

No terceiro e quarto capítulos desenvolve-se o tema, referindo e interligando os conceitos relacionados com o potencial ecológico, nomeadamente a avaliação do estado das massas de água artificiais e fortemente modificadas, bem como as duas abordagens mais associadas à definição desse objectivo.

O quinto capítulo descreve o estado actual de implementação das duas abordagens pelos Estados-Membros da União Europeia, destacando-se, em particular, a análise da situação Portuguesa.

No sexto capítulo são apresentadas algumas conclusões do trabalho de investigação realizado, bem como algumas perspectivas futuras, no que se refere ao potencial desenvolvimento do mesmo.

O capítulo final expõe as referências bibliográficas.

2 Enquadramento geral

2.1 Quadro legal e institucional

2.1.1 Directiva-Quadro da Água

A Directiva 2000/60/CE de 23 de Outubro de 2000, do Parlamento Europeu e do Conselho, designada resumidamente por Directiva-Quadro da Água (DQA), estabelece o quadro de acção comunitária no domínio da política da água na União Europeia (Henriques, West, & Pio, 2002), tendo sido transposta para o direito nacional pela Lei n.º 58/2005 de 29 de Dezembro (Lei da Água) e complementada pelo Decreto-Lei n.º 77/2006 de 30 de Março e pelo Decreto-Lei n.º 97/2008 de 11 de Junho.

2.1.1.1 Aspectos principais

A DQA tem como objectivo estabelecer um quadro comum para a protecção das águas interiores¹, de superfície² e subterrâneas³, das águas de transição⁴ e das águas costeiras⁵ da União Europeia, visando a prevenção da degradação e a protecção da qualidade das águas, a promoção do uso sustentável da água e a contribuição para mitigar os efeitos das cheias e das secas. Desta forma, a DQA contribui para: assegurar a provisão de água na quantidade e com a qualidade

¹ Todas as águas superficiais lênticas ou lólicas (correntes) e todas as águas subterrâneas que se encontram do lado terrestre da linha de base, a partir da qual são marcadas as águas territoriais (cfr. Artigo 4.º da Lei da Água).

² Águas interiores, com excepção das águas subterrâneas, águas de transição, águas costeiras, incluindo-se nesta categoria, no que se refere ao estado químico, as águas territoriais (cfr. Artigo 4.º da Lei da Água).

³ Todas as águas que se encontram abaixo da superfície do solo, na zona saturada, e em contacto directo com o solo ou com o subsolo (cfr. Artigo 4.º da Lei da Água).

⁴ Águas superficiais na proximidade da foz dos rios, parcialmente salgadas em resultado da proximidade de águas costeiras, mas que são também significativamente influenciadas por cursos de água doce (cfr. Artigo 4.º da Lei da Água).

⁵ Águas superficiais situadas entre terra e uma linha cujos pontos se encontram a uma distância de 1 milha náutica, na direcção do mar, a partir do ponto mais próximo da linha de base a partir da qual é medida a delimitação das águas territoriais, estendendo-se, quando aplicável, até ao limite exterior das águas de transição (cfr. Artigo 4.º da Lei da Água).

indispensáveis para satisfazer o consumo humano e as necessidades das actividades socioeconómicas, de forma sustentável, equilibrada e equitativa; proteger as águas marinhas, nomeadamente no que se refere à eliminação da poluição telúrica; e reduzir progressivamente as descargas de substâncias perigosas no meio aquático (Henriques, West, & Pio, 2002).

A DQA reformula a legislação comunitária da água, enquadrando os instrumentos normativos que foram sendo produzidos de forma fragmentada, desenquadrados de uma política comunitária de ambiente. Deste modo, a Directiva promove o desenvolvimento de uma política integrada de gestão da água, pelos órgãos comunitários e pelas administrações nacionais e regionais dos Estados-Membros, que assenta nos seguintes pilares fundamentais:

- planeamento integrado ao nível da bacia hidrográfica⁶;
- avaliação do estado da água através de uma abordagem ecológica;
- estratégia para a eliminação da poluição causada por substâncias perigosas;
- desenvolvimento e aplicação de instrumentos económicos e financeiros;
- incremento da divulgação de informação e da consulta e participação do público (Henriques, West, & Pio, 2002).

A transposição da DQA implica a introdução de alguns aspectos inovadores na gestão dos recursos hídricos, de entre os quais se destacam os seguintes:

- definição convergente dos objectivos de qualidade das águas de superfície, baseada na protecção dos ecossistemas aquáticos e integrando as normas comunitárias relativas à qualidade das águas das diferentes áreas de protecção específica;

⁶ Área terrestre a partir da qual todas as águas fluem para o mar, através de uma sequência de rios, ribeiros ou eventualmente lagos, desaguando numa única foz, estuário ou delta (cfr. Artigo 4.º da Lei da Água).

- integração das normas de recuperação e protecção da qualidade das águas subterrâneas, promovendo a utilização sustentável das mesmas, através do equilíbrio entre a recarga dos aquíferos e as captações de água;
- eliminação progressiva da poluição das águas provocada por descargas, emissões e perdas de substâncias prioritárias perigosas para a saúde humana e para os ecossistemas aquáticos;
- definição de programas de medidas para atingir os objectivos de qualidade da água ao nível da bacia hidrográfica, independentemente dos limites territoriais ou administrativos, englobando, rios e canais, lagos e albufeiras, aquíferos, águas de transição e águas costeiras de uma mesma bacia hidrográfica;
- análise económica das utilizações da água, e aplicação de um regime económico e financeiro;
- sistematização da recolha e análise da informação necessária para fundamentar e controlar a aplicação dos programas de medidas;
- consulta e participação do público (Henriques, West, & Pio, 2002).

Em suma, a DQA estabelece um sistema integrado de medidas com vista à protecção das águas, de forma a prevenir a sua deterioração, protegendo e melhorando o estado dos ecossistemas aquáticos, terrestres e zonas húmidas (Pio & Henriques, 2000).

2.1.1.2 Organização e mecanismos preconizados na Directiva-Quadro da Água

De acordo com o Artigo 3.º da DQA, os Estados-Membros devem definir regiões hidrográficas⁷ que englobem uma ou mais bacias hidrográficas. Em cada uma destas regiões, deverá ser designada a autoridade competente pela implementação da Directiva e pela coordenação das diferentes autoridades com atribuições e competências na gestão das águas da região hidrográfica (Henriques, West, & Pio, 2002).

Analisando a estrutura da DQA, verifica-se a existência de dois tipos de objectivos, os gerais e os específicos, incluídos, respectivamente, nos Artigos 1.º e 4.º da presente Directiva. Os objectivos gerais são apenas alcançados após aplicação dos objectivos específicos, ou seja, os objectivos ambientais (INAG, 2002).

O objectivo geral da DQA é estabelecer um sistema para a protecção dos recursos hídricos que:

- previna a deterioração, proteja e melhore o estado dos ecossistemas aquáticos, e também dos ecossistemas terrestres e zonas húmidas directamente dependentes dos ecossistemas aquáticos, no que respeita às suas necessidades em água;
- promova a utilização sustentável das águas, com base na protecção a longo prazo dos recursos hídricos disponíveis;
- vise o reforço da protecção e a melhoria do ambiente aquático, particularmente através de medidas para a redução progressiva e eliminação, das descargas, emissões e perdas de substâncias prioritárias e substâncias prioritárias perigosas respectivamente;
- assegure a redução gradual da poluição das águas subterrâneas;

⁷ Área de terra e de mar constituída por uma ou mais bacias hidrográficas contíguas e pelas águas subterrâneas e costeiras que lhes estão associadas (cfr. Artigo 4.º da Lei da Água).

- contribua para mitigar os efeitos das cheias e secas (Henriques, West, & Pio, 2002).

O sistema de protecção mencionado deve contribuir para:

- garantir a provisão de água em quantidade e qualidade suficientes para uma utilização sustentável, equilibrada e equitativa do recurso;
- reduzir significativamente a poluição das águas subterrâneas;
- proteger as águas marinhas e territoriais;
- cumprir os objectivos dos acordos internacionais relevantes, no que concerne à prevenção e à eliminação da poluição no ambiente marinho (INAG, 2002).

O Artigo 4.º da DQA, que estabelece os objectivos ambientais para as várias categorias de águas, é o artigo central da Directiva. Esses objectivos têm de ser especificados para as várias categorias de massas de água com base na análise das regiões hidrográficas, estabelecida pelo Artigo 5.º da DQA, e no registo das águas que exigem protecção especial, a que se refere o Artigo 6.º da DQA (Henriques, West, & Pio, 2002).

A análise das regiões hidrográficas permite definir as unidades base de gestão no âmbito da DQA, denominadas massas de água superficiais⁸ ou subterrâneas⁹, às quais são aplicados os objectivos ambientais preconizados na Directiva. O conceito de massa de água, como subunidade de uma bacia hidrográfica, é introduzido com o objectivo de ser possível, aplicar os objectivos ambientais e avaliar o estado a uma escala menor, no sentido de uma efectiva aplicação da DQA (*Water Directors*, 2003).

⁸ Massa distinta e significativa de águas superficiais, designadamente uma albufeira, um ribeiro, rio ou canal, um troço de ribeiro, rio ou canal, águas de transição ou uma faixa de águas costeiras (cfr. Artigo 4.º da Lei da Água).

⁹ Meio de águas subterrâneas delimitado, que pertence a um ou mais aquíferos (cfr. Artigo 4.º da Lei da Água).

Deste modo, os objectivos ambientais a aplicar à totalidade das massas de água da Comunidade, são: a prevenção da deterioração e o bom estado. O bom estado abrange, o bom estado químico e o bom estado ecológico ou bom potencial ecológico, para as águas de superfície (naturais, fortemente modificadas ou artificiais), e o bom estado químico e o bom estado quantitativo, para as águas subterrâneas.

A análise das regiões hidrográficas, a que se refere o Artigo 5.º da DQA, engloba não só a delimitação das massas de água, como também uma identificação provisória das pressões consideradas como significativas, a distribuição dessas pressões ao nível de cada região hidrográfica, a análise da susceptibilidade do estado das massas de água às pressões identificadas e a avaliação do risco das massas de água não cumprirem os objectivos de qualidade ambiental (Análise de Risco) (INAG & ARHTEjo, 2009).

A partir dos resultados desta análise, são elaborados e implementados os programas de medidas que se julguem adequados para o cumprimento dos objectivos estabelecidos, como refere o Artigo 11.º da DQA (Pio & Henriques, 2000). Algumas das medidas são desenvolvidas em artigos específicos da Directiva, como por exemplo: no Artigo 10º, que salienta que as medidas aplicadas para a protecção das águas superficiais têm de atender ao mecanismo da “abordagem combinada”, ou seja, ao controlo simultâneo das fontes de poluição e das massas de água; no Artigo 7.º, que menciona que as origens de água para a produção de água potável são objecto de protecção especial; no Artigo 16.º, onde são abordadas as medidas para a redução progressiva e eliminação das descargas, emissões e perdas de substâncias que apresentam um risco significativo para ou por intermédio do ambiente aquático; e no Artigo 9.º, que refere que os preços da água representam os mecanismos específicos para satisfazer os objectivos da Directiva (Henriques, West, & Pio, 2002).

Os programas de medidas, que constituem os instrumentos jurídicos privilegiados da acção das autoridades competentes das bacias hidrográficas, são integrados em Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica (PGBH), como refere o Artigo 13.º da DQA.

Os PGBH incluem também a análise das regiões hidrográficas, o registo das áreas de protecção e os programas de monitorização, de acordo, respectivamente, com os Artigos 5.º, 6.º e 8.º da Directiva. Estes Planos constituem os elementos de base para a consulta e participação do público, segundo os mecanismos estipulados no Artigo 14.º da DQA, sendo também o mecanismo de reporte sobre a aplicação da Directiva à Comissão Europeia e aos Estados-Membros interessados, conforme o Artigo 15.º da Directiva (Henriques, West, & Pio, 2002).

Por outro lado, o Artigo 21º da DQA estabelece a constituição de um Comité de Gestão, formado pela Comissão Europeia e por delegações dos Estados-Membros. Este Comité tem diversas responsabilidades, tais como: a actualização dos anexos técnicos da Directiva, o acompanhamento da implementação da Directiva, e a apreciação dos planos subsequentes elaborados pela Comissão em ordem à prossecução da política da água na União, tendo em consideração, nomeadamente, a experiência da aplicação da Directiva e os progressos técnicos e científicos alcançados (Henriques, West, & Pio, 2002).

Relativamente às bacias hidrográficas internacionais, abrangendo um ou mais Estados-Membros, a DQA estabelece que seja designada uma única região hidrográfica internacional, bem como uma autoridade responsável pela implementação da Directiva. Para cada região hidrográfica internacional é elaborado, em regra, um único PGBH, estabelecendo os programas de medidas para alcançar os objectivos ambientais definidos, de forma coerente, para todas as águas da região hidrográfica internacional. Nos casos em que não seja possível, cada Estado-Membro que partilhe a região hidrográfica, elabora um PGBH para o segmento da

bacia inserido no seu território, desde que defina e estabeleça mecanismos de articulação dos programas de medidas para alcançar os objectivos ambientais definidos. A DQA estabelece, ainda, que a Comissão Europeia pode actuar como facilitador independente para a designação das regiões hidrográficas internacionais, para a definição dos objectivos ambientais, e para a articulação dos respectivos programas de medidas, quando tal seja solicitado pelos Estados-Membros envolvidos (Henriques, West, & Pio, 2002).

2.1.2 Lei da Água

A Lei n.º 58/2005 de 29 de Dezembro, denominada Lei da Água, transpõe, para a ordem jurídica nacional, a Directiva 2000/60/CE de 23 de Outubro de 2000, constituindo o diploma fundamental do ordenamento jurídico da água nacional e estabelecendo a estrutura básica da legislação que a complementa, relativa à utilização dos recursos hídricos e ao regime económico e financeiro da água.

2.1.2.1 Aspectos principais

No capítulo I da Lei da Água estão presentes as definições operativas para a interpretação do diploma e da legislação complementar: categorias de águas, definições de estado ecológico, químico e quantitativo das águas, conforme aplicáveis às diferentes categorias de águas, e ainda um conjunto de outras definições, tais como as relativas às componentes do domínio hídrico, ao conceito de impacte significativo sobre o estado das águas, de recursos disponíveis de águas subterrâneas e de zona ameaçada pelas cheias, zona adjacente, zona de infiltração máxima e zona protegida (Pinheiro, 2008).

Os Artigo 6.º e 7.º da Lei da Água estabelecem, em matéria de enquadramento institucional, a criação de dez regiões hidrográficas, no quadro da especificidade das bacias hidrográficas nelas compreendidas, e de cinco Administrações de Região Hidrográfica (ARH), com autonomia administrativa e financeira e atribuições de

protecção e valorização das águas no seu âmbito territorial (Figura 2.1). É ainda instituída a Autoridade Nacional da Água, como garante nacional da consecução dos objectivos da Lei, sendo investido nessa qualidade o Instituto da Água (INAG), como estabelecido no Artigo 8.º da Lei da Água (Henriques A. G., 2008).

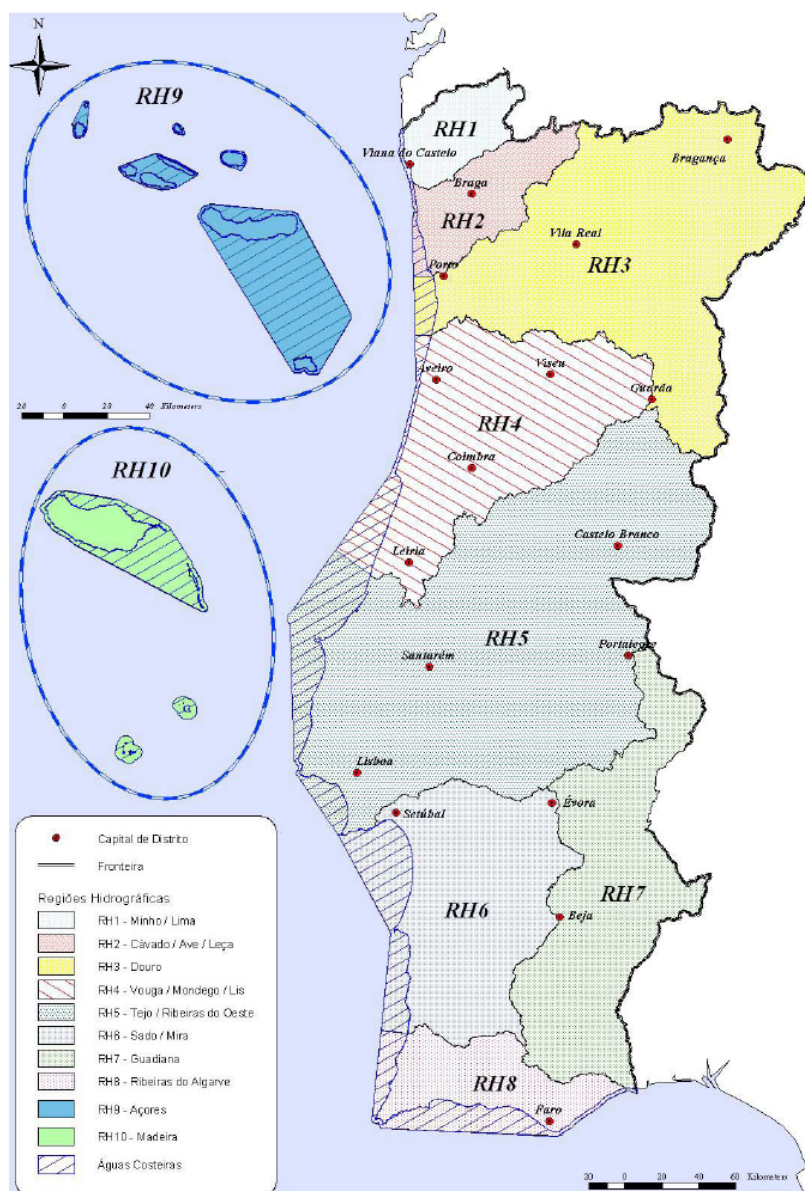


Figura 2.1 – Regiões hidrográficas de Portugal (adaptado de INAG, 2005)

2.1.2.1.1 Ordenamento e planeamento das águas

No capítulo das regras relativas ao ordenamento e planeamento dos recursos hídricos distinguem-se, no âmbito do ordenamento, os planos de ordenamento de albufeiras de águas públicas, planos de ordenamento da orla costeira e planos de

ordenamento de estuários, todos eles enquadrados no Regime Jurídico dos Instrumentos de Gestão Territorial como planos especiais de ordenamento do território. O âmbito do planeamento é concretizado através dos planos de recursos hídricos, os quais, de acordo com a Lei da Água, são o Plano Nacional da Água (PNA), os PGBH e os planos específicos de gestão de águas, de âmbito territorial ou sectorial. Em complemento aos planos, e de acordo com o estabelecido no Artigo 27.º, a Lei da Água autoriza a elaboração de regulamentos quando surgir a necessidade de submeter algumas actividades a condicionamentos ou restrições legais (Brito, Costa, Almeida, Nogueira, & Ramos, 2008).

O planeamento é, em obediência à DQA e conforme o estabelecido no Artigo 29.º da Lei da Água, centrado nos PGBH, os quais devem assegurar: a delimitação das massas de água superficiais e subterrâneas e a determinação das respectivas condições de referência¹⁰; a definição dos objectivos ambientais para cada uma das massas de água, bem como as condições que justifiquem a prorrogação ou derrogação dos objectivos ambientais; e, se for o caso, a designação de uma massa de água superficial como artificial¹¹ ou fortemente modificada¹². É também nos planos de bacia que devem ser estabelecidos os programas de medidas para o cumprimento dos objectivos ambientais (Pinheiro, 2008).

Os programas de medidas, para cumprimento dos objectivos ambientais, devem permitir atingir os objectivos de bom estado das águas até 2015, sem prejuízo da referida possibilidade de, nas situações admissíveis e mediante justificação expressa,

¹⁰ Condições físico-químicas, hidromorfológicas e biológicas relativamente próximas das condições pristinas, isto é, que reflectam a ausência de perturbação antropogénica. (Cortes & Ferreira, 2008)

¹¹ Massa de água superficial criada pela actividade humana (*e.g.* canais de rega, marinas, entre outros) (cfr. Artigo 4.º da Lei da Água).

¹² Massa de água superficial cujas características foram consideravelmente modificadas por alterações físicas resultantes da actividade humana e que adquiriu um carácter substancialmente diferente, designada como tal em normativo próprio (*e.g.* albufeiras, troços a jusante de albufeiras, portos, entre outros) (cfr. Artigo 4.º da Lei da Água).

poder ser prevista uma concretização mais gradual dos objectivos ou a sua prorrogação, como previsto no Artigo 50.º da Lei da Água, ou a consecução de objectivos menos exigentes ou a sua derrogação, a que se refere o Artigo 51.º da presente Lei. Em qualquer caso, as prorrogações e derrogações devem respeitar condições genéricas, entre as quais a de não representarem um menor nível de protecção do que o assegurado pela legislação à data de entrada em vigor da Lei da Água, como estabelecido no Artigo 52.º da mesma (Pinheiro, 2008).

De acordo com o Artigo 99.º da Lei da Água, os PGBH devem ser aprovados até 2009, sendo revistos de seis em seis anos. O prazo para a aplicação dos programas de medidas termina em 2012 (Pinheiro, 2008).

Uma outra categoria a considerar, no domínio dos instrumentos de planeamento, é contemplada na Lei da Água sob a designação de medidas de protecção e valorização, destacando-se entre elas: a) medidas de conservação e reabilitação da rede hidrográfica, zona costeira e estuários, e zonas húmidas; b) medidas de protecção especial dos recursos hídricos nas captações para abastecimento público, zonas de infiltração máxima para recarga de aquíferos, e zonas vulneráveis à poluição por nitratos de origem agrícola, a que se referem os Artigos 37.º, 38.º e 39.º, respectivamente; e c) medidas de protecção contra riscos de cheias, secas, acidentes graves de poluição e rotura de infra-estruturas hidráulicas, como estabelecido nos Artigos 40.º, 41.º, 42.º e 43.º, respectivamente (Pinheiro, 2008).

2.1.2.1.2 Objectivos ambientais e monitorização das águas

O artigo 4.º da DQA encontra tradução a nível nacional no Capítulo IV da Lei da Água, relativo aos Objectivos ambientais e monitorização das águas. Neste capítulo, é estabelecida a obrigação dos programas de medidas permitirem alcançar os objectivos ambientais até 2015, salvo prorrogações ou derrogações. Esses objectivos são, de acordo com os Artigos 46.º, 47.º e 49.º da Lei da Água, o bom

estado, compreendendo o bom estado/potencial ecológico e bom estado químico, para as águas superficiais, e o bom estado quantitativo e o bom estado químico, para as águas subterrâneas. É neste capítulo que estão estabelecidas as condições restritivas de admissibilidade de prorrogação do prazo para atingir os objectivos ambientais e de derrogação dos objectivos, com definição de objectivos menos exigentes, a que se referem os Artigos 50.º, 51.º e 52.º da Lei da Água (Pinheiro, 2008).

A Lei da Água consagra ainda a obrigação, decorrente da DQA, de controlo das descargas em águas superficiais com base numa abordagem combinada, a estabelecer nos PGBH, e que consiste em controlos de emissões, aplicando as melhores técnicas disponíveis, a fixação de Valores-Limite de Emissão (VLE) e, no caso de impactes difusos, incluindo, sempre que possível, as melhores práticas ambientais (Pinheiro, 2008).

Os termos do estabelecimento de um programa nacional de monitorização das águas superficiais e subterrâneas, em cumprimento das obrigações decorrentes da DQA, são previstos no artigo 54.º da Lei da Água (Pinheiro, 2008).

2.2 Implementação da Directiva-Quadro da Água

A DQA introduziu uma nova perspectiva no âmbito da gestão dos recursos hídricos, o que conduziu à adopção de novos conceitos e mecanismos, e à definição da correspondente estratégia de implementação. Esta estratégia engloba uma sequência de actividades com prazos específicos de execução (INAG, 2002).

Seguidamente, são apresentadas algumas actividades inerentes à aplicação da DQA, que se revelaram importantes no âmbito do presente trabalho.

2.2.1 Delimitação das massas de água

No que diz respeito à análise das características das regiões hidrográficas de Portugal Continental, foi elaborado em 2005 o “Relatório Síntese sobre a Caracterização das Regiões Hidrográficas”, preconizado pelo Artigo 5.º da DQA (INAG, 2009).

Da elaboração do relatório resultou, de entre outros aspectos, a delimitação das massas de água superficiais e subterrâneas.

A metodologia aplicada para delimitar as massas de água de superfície, além de respeitar os fundamentos da DQA, teve como base o documento guia¹³ produzido pela Comissão Europeia, incluindo os Estados-Membros e a Noruega, segundo o qual a delimitação deve:

- considerar uma massa de água como uma subunidade da região hidrográfica para a qual os objectivos ambientais possam ser aplicados, ou seja, para a qual o estado possa ser avaliado e comparado com os objectivos estipulados;
- permitir associar um único estado ecológico a cada massa de água (homogeneidade de estado) sem, contudo, conduzir a uma fragmentação em unidades, o que se torna difícil de gerir (INAG; ARH Tejo, 2009).

A metodologia utilizada na delimitação de massas de água superficiais obedeceu aos seguintes critérios gerais:

- categoria das águas superficiais;
- identificação provisória das massas de água fortemente modificadas ou artificiais;
- tipologia – critério base fundamental;

¹³ Documento Guia: WFD CIS Guidance Document N.º 2 (2003). *Identification of Waterbodies*. Common implementation strategy for the Water Framework Directive. Working Group on Water Bodies.

- pressões antropogénicas significativas;
- dados de monitorização físico-química;
- dados biológicos existentes (INAG; ARH Tejo, 2009).

De acordo com o Anexo II da DQA, as massas de água de superfície foram classificadas nas seguintes categorias:

- rios¹⁴;
- lagos¹⁵;
- águas de transição¹⁶;
- águas costeiras¹⁷.

No entanto, importa referir que, tendo em conta os critérios definidos na DQA, não foram identificadas águas superficiais naturais pertencentes à categoria lagos, em Portugal Continental (INAG; ARH Tejo, 2009).

Em cada uma das categorias de águas superficiais, as massas de água foram diferenciadas em agrupamentos, designados por tipos, com características geográficas e hidrológicas relativamente homogéneas, consideradas fundamentais para a determinação das condições ecológicas (INAG; ARH Tejo, 2009).

A definição de tipos de massas de água tem como objectivos: permitir o correcto estabelecimento das condições de referência e garantir a comparabilidade das

¹⁴ Massas de água interiores que correm, na maior parte da sua extensão, à superfície da terra, mas que pode também escoar-se no subsolo numa parte do seu curso (cfr. Artigo 4.º da Lei da Água).

¹⁵ Massas de água lênticas superficiais interiores (cfr. Artigo 4.º da Lei da Água).

¹⁶ Massas de água superficiais na proximidade das fozes dos rios, parcialmente salgadas em resultado da proximidade de águas costeiras mas que são também significativamente influenciadas por cursos de água doce (cfr. Artigo 2.º da DQA).

¹⁷ Massas de água superficiais situadas entre terra e uma linha cujos pontos se encontram a uma distância de 1 milha náutica, na direcção do mar, a partir da qual é medida a delimitação das águas territoriais, estendendo-se, quando aplicável, até ao limite exterior das águas de transição (cfr. Artigo 2.º da DQA).

classificações de estado ecológico entre massas de água que constituem um tipo, assegurando que as alterações verificadas nos elementos de qualidade são reflexo da actividade humana (pressões), e não resultantes de alterações naturais nos ecossistemas (Pio & Henriques, 2000).

De acordo com o Anexo I do Decreto-Lei n.º 77/2006 de 30 de Março, os tipos para as diferentes categorias de massas de água superficiais foram definidos tendo como base os critérios do Sistema B. Este procedimento foi efectuado com base em parâmetros ambientais não susceptíveis de serem alterados pela actividade humana, e na posterior validação dos correspondentes resultados, recorrendo a dados biológicos representativos das condições de referência para cada tipo definido (INAG; ARH Tejo, 2009).

A metodologia e os factores utilizados na definição da tipologia dos rios em Portugal Continental, encontram-se aprofundados no documento¹⁸ produzido para o efeito pelo INAG. Relativamente às massas de água de transição e costeiras, a metodologia e os factores utilizados na definição das tipologias são descritos no documento¹⁹ produzido no âmbito do estudo “*Typology and Reference Conditions for Portuguese Transitional and Coastal Systems (TICOR)*”.

De seguida, é feita referência às massas de água artificiais e às massas de água fortemente modificadas. Estas massas de água merecem um especial atenção, pois foram o principal objecto de estudo no âmbito do trabalho de investigação desenvolvido, nomeadamente no que concerne à aplicação de objectivos ambientais preconizados na DQA, designadamente o bom potencial ecológico.

¹⁸ INAG (2008): *Tipologia de rios em Portugal Continental no âmbito da implementação da Directiva-Quadro da Água – Caracterização abiótica*

¹⁹ A.M. Bettencourt, S. B. Bricker, J.G., A. Franco, J.C. Marques, J.J. Melo, A. Nobre, L. Ramos, C.S. Reis, F. Salas, M.C. Silva, T. Simas, W.J. Wolff (2003): “*Typology and Reference Conditions for Portuguese Transitional and Coastal Waters*”, INAG, I.P. e IMAR.

2.2.1.1 Massas de água artificiais e fortemente modificadas

As características de algumas massas de água não lhes permite atingir o bom estado ecológico, dado este constituir um objectivo demasiado exigente. Deste modo, a DQA permite que os Estados-Membros designem algumas das suas águas de superfície como massas de água artificiais ou fortemente modificadas, denominação essa que as isenta de satisfazer os mesmos critérios de qualidade que são exigidos a outras águas de superfície (Comissão Europeia, 2008).

Assim, a DQA refere que os Estados-Membros podem designar massas de água como artificiais ou fortemente modificadas, quando forem verificadas as seguintes condições:

- as alterações das características hidromorfológicas da massa de água, necessárias para atingir o bom estado ecológico, implicam efeitos adversos significativos sobre:
 - o ambiente em geral;
 - a navegação, incluindo os portos e as actividades de recreio;
 - as actividades que requerem o armazenamento de água (*e.g.* abastecimento de água potável, produção de energia ou irrigação);
 - a regularização das massas de água, a protecção contra cheias ou a drenagem dos solos;
 - outras actividades igualmente importantes para o desenvolvimento humano sustentável.
- os benefícios proporcionados pelas características artificiais ou modificadas da massa de água não podem, por razões de exequibilidade técnica ou de custos desproporcionados, ser alcançados de forma razoável por outros meios que constituam uma melhor opção ambiental (Pio & Henriques, 2000).

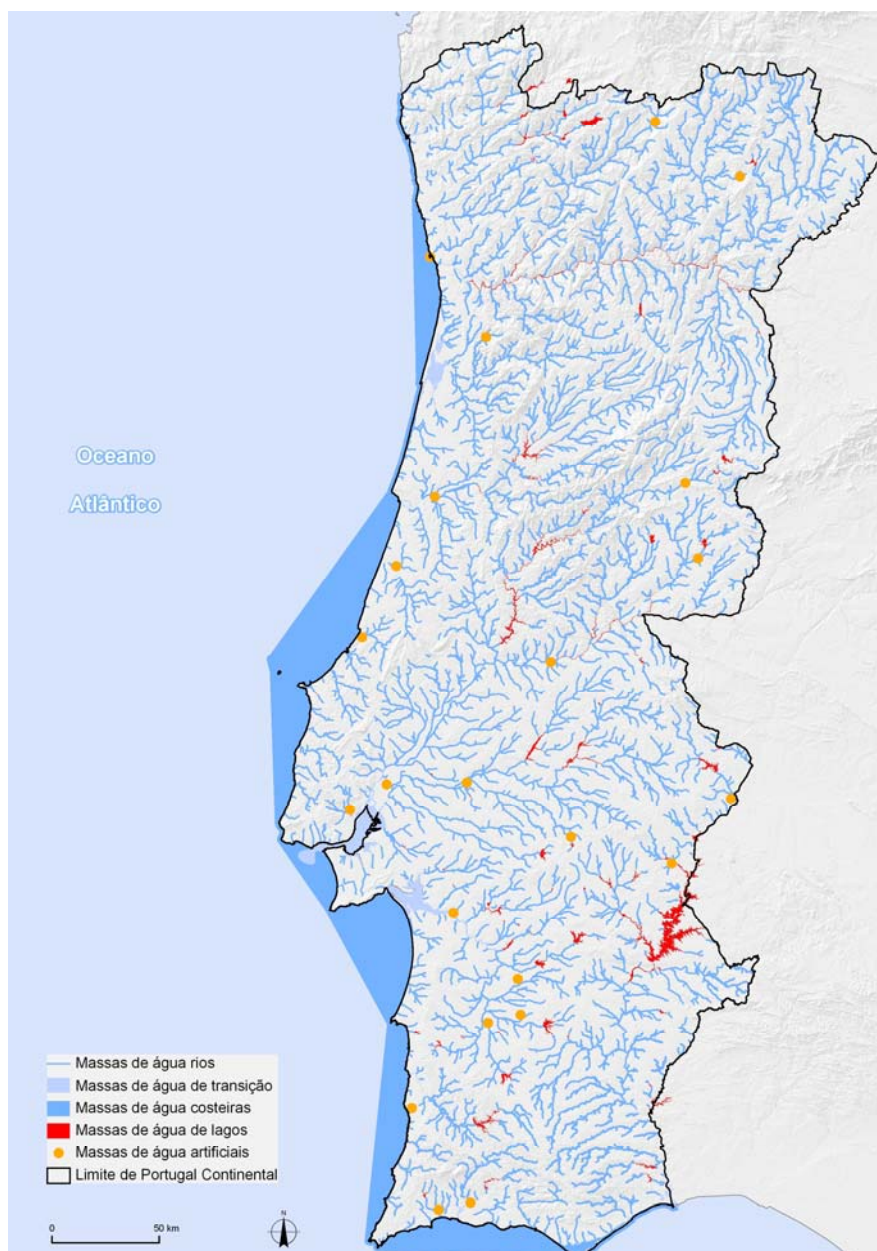
Deste modo, foi realizada a identificação preliminar das massas de água artificiais e fortemente modificadas, em Portugal Continental. Esta identificação diz-se preliminar, pois é possível retomá-la e/ou alterá-la sempre que exista informação adicional que permita colmatar as lacunas verificadas no processo inicial de designação destas massas de água (INAG, 2005).

Decorrente deste processo, foram identificadas as massas de água artificiais que, em Portugal Continental, apenas correspondem aos perímetros de rega de aproveitamentos hidroagrícolas, e as massas de água fortemente modificadas, onde se incluem as albufeiras, os troços de rio a jusante das mesmas com alterações hidromorfológicas significativas, as zonas de transição ou costeiras com alterações hidromorfológicas significativas e os canais de navegação e portos (INAG, 2005).

Para estas massas de água, os critérios de classificação utilizados derivam dos adoptados para as categorias do meio hídrico natural que mais se assemelham às suas características, consequentemente:

- na categoria rios, foram considerados os troços a jusante de albufeiras e os perímetros de rega;
- na categoria lagos, foram consideradas as albufeiras;
- nas categorias águas de transição e costeiras, foram consideradas as zonas de transição ou costeiras com alterações hidromorfológicas significativas e os canais de navegação e portos (INAG; ARH Tejo, 2009; INAG, 2005).

No total, em Portugal Continental, foram identificadas 98 massas de água pertencentes à categoria lagos, 1605 massas de água pertencentes à categoria rios, 50 massas de água referentes à categoria águas de transição e 29 massas de água relativas à categoria águas costeiras (Figura 2.2) (INAG; ARH Tejo, 2009).



Fonte: InterSIG – INAG; Instituto Geográfico Português.

Figura 2.2 – Massas de água delimitadas em Portugal Continental

As massas de água da categoria lagos são, na totalidade, massas de água fortemente modificadas (albufeiras). No caso das 1605 massas de água pertencentes à categoria rios, 101 foram identificadas como fortemente modificadas e 22 como artificiais. No que diz respeito às massas de água da categoria águas de transição, 15 foram designadas como fortemente modificadas e uma como artificial. Por último, das 29 massas de água pertencentes à categoria águas costeiras,

apenas uma foi identificada como fortemente modificada (Quadro 2.1) (INAG; ARH Norte, 2009a; INAG; ARH Norte, 2009b; INAG; ARH Norte, 2009c; INAG; ARH Centro, 2009; INAG; ARH Tejo, 2009; INAG; ARH Alentejo, 2009a; INAG; ARH Alentejo, 2009b; INAG; ARH Algarve, 2009).

Quadro 2.1 – Número e categoria das massas de água em Portugal Continental

Categoria da massa de água	Número total de massas de água	Número de massas de água fortemente modificadas	Número de massas de água artificiais
Lagos	98	98	–
Rios	1605	101	22
Águas de transição	50	15	1
Águas costeiras	29	1	–

A definição da tipologia das massas de água artificiais ou fortemente modificadas foi também efectuada de acordo com os descritores aplicáveis à categoria de águas superficiais naturais mais semelhantes à massa de água em questão.

Relativamente à metodologia para caracterização dos tipos de albufeiras, esta encontra-se integrada no documento²⁰ produzido no âmbito do estudo “*Qualidade ecológica e gestão de albufeiras*”.

2.2.2 Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica

O exercício de planeamento promovido pelos Estados-Membros, em obediência à DQA e de acordo com o estabelecido no Artigo 29.º da Lei da Água, recorre à elaboração de PGBH, referidos como instrumentos de planeamento das águas, essenciais para a gestão, protecção e valorização ambiental, social e económica das águas, ao nível da bacia ou da região hidrográfica.

²⁰ Ferreira, M., Morais, M., Cortes, R., Sampaio, E., Oliveira, S., Pinheiro, P., *et al.* (2009). *Qualidade ecológica e gestão integrada de albufeiras*. Relatório final (Contrato 2003/067/INAG). Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

Apesar da designação de PGBH constar na lei da Água, actualmente estes são referidos como Planos de Gestão de Região Hidrográfica (PGRH) ou Planos de Bacia Hidrográfica (PBH), dependendo da região ou bacia hidrográfica a que dizem respeito.

Estes instrumentos de planeamento significam mais do que um mero cumprimento da legislação nacional e comunitária. Com efeito, os Planos de Gestão constituem uma abordagem integrada para a gestão dos recursos hídricos, fornecendo informação, sistematizando objectivos e recursos de uma forma inteligível para a generalidade dos cidadãos, dando coerência à acção, e fornecendo aos decisores um conjunto fundamentado de orientações, tendo em vista a tomada de decisões mais alicerçadas (Marques, Saraiva, & Robalo, 2010).

Os Planos de Gestão possuem um âmbito de aplicação temporal máximo de seis anos, período após o qual se inicia um novo ciclo de planeamento, contemplando o acompanhamento e a avaliação do Plano. Este novo ciclo promove a previsível revisão das fases de elaboração do mesmo, culminando na elaboração da 2.^a geração deste (Figura 2.3) (Gomes, 2008).

Os documentos serão ainda um veículo para reportar à Comissão Europeia a aplicação da DQA no território sob jurisdição da respectiva ARH, tornando-se como um instrumento privilegiado de planeamento e gestão territorial para as diferentes pessoas colectivas públicas, bem como uma ferramenta de informação, participação e desenvolvimento ambiental e socioeconómico. (Marques, Saraiva, & Robalo, 2010)

De acordo com o Artigo 29.º da Lei da Água, os PGBH compreendem e estabelecem, na sua essência:

- a caracterização das águas superficiais e subterrâneas, existentes na região hidrográfica ou em cada secção da região hidrográfica internacional, incluindo a identificação dos recursos, a delimitação das massas de águas superficiais

e subterrâneas, e a determinação das condições de referência ou do potencial ecológico máximo específico do tipo de águas superficiais;

- a identificação das pressões e a descrição dos impactes significativos da actividade humana sobre o estado das águas superficiais e subterrâneas, avaliando, entre outras, as fontes tóxicas e difusas de poluição, as utilizações existentes e previstas, as alterações morfológicas significativas, e o balanço entre as potencialidades, disponibilidades e necessidades;
- a designação de uma massa de água superficial como artificial ou fortemente modificada e a classificação e determinação do seu potencial ecológico, bem como a classificação e determinação do estado ecológico das águas superficiais, de acordo com parâmetros biológicos, hidromorfológicos e físico-químicos;
- a localização geográfica das zonas protegidas e a indicação da legislação comunitária ou nacional, ao abrigo da qual essas zonas tenham sido designadas;
- a identificação de sub-bacias, sectores, problemas ou tipos de águas e sistemas aquíferos que requeiram um tratamento especial ao nível da elaboração de planos específicos de gestão das águas;
- a identificação das redes de monitorização e a análise dos resultados dos programas de monitorização, no que diz respeito à disponibilidade e ao estado das massas de água superficiais e subterrâneas e das zonas protegidas;
- a análise económica das utilizações da água, incluindo a avaliação da recuperação de custos dos serviços de águas e a identificação de critérios para a avaliação da combinação de medidas com melhor relação custo-eficácia;

- as informações, não só sobre as acções e medidas programadas para a implementação do princípio da recuperação dos custos dos serviços hídricos, como também sobre o contributo dos diversos sectores para este objectivo, com vista à concretização dos objectivos ambientais;
- a definição dos objectivos ambientais para as massas de águas superficiais e subterrâneas e para as zonas protegidas, bem como a identificação dos objectivos socioeconómicos de curto, médio e longo prazo a considerar, designadamente no que se refere à qualidade das águas e aos níveis de descargas de águas residuais;
- o reconhecimento, a especificação e a fundamentação das condições que justifiquem:
 - a extensão de prazos para a obtenção dos objectivos ambientais;
 - a definição de objectivos menos exigentes;
 - a deterioração temporária ou permanente do estado das massas de água;
 - o não cumprimento do bom estado das águas subterrâneas ou do bom estado/potencial ecológico das águas superficiais;
- a identificação das entidades administrativas competentes e dos procedimentos no domínio da recolha, gestão e disponibilização da informação relativa às águas;
- as medidas de informação e consulta pública, incluindo os resultados e as consequentes alterações produzidas nos planos;
- as normas de qualidade adequadas aos vários tipos e usos da água, e as relativas às substâncias perigosas;
- os programas de medidas e acções previstos para o cumprimento dos objectivos ambientais, devidamente calendarizados, espacializados,

orçamentados e com indicação das entidades responsáveis pela sua aplicação.

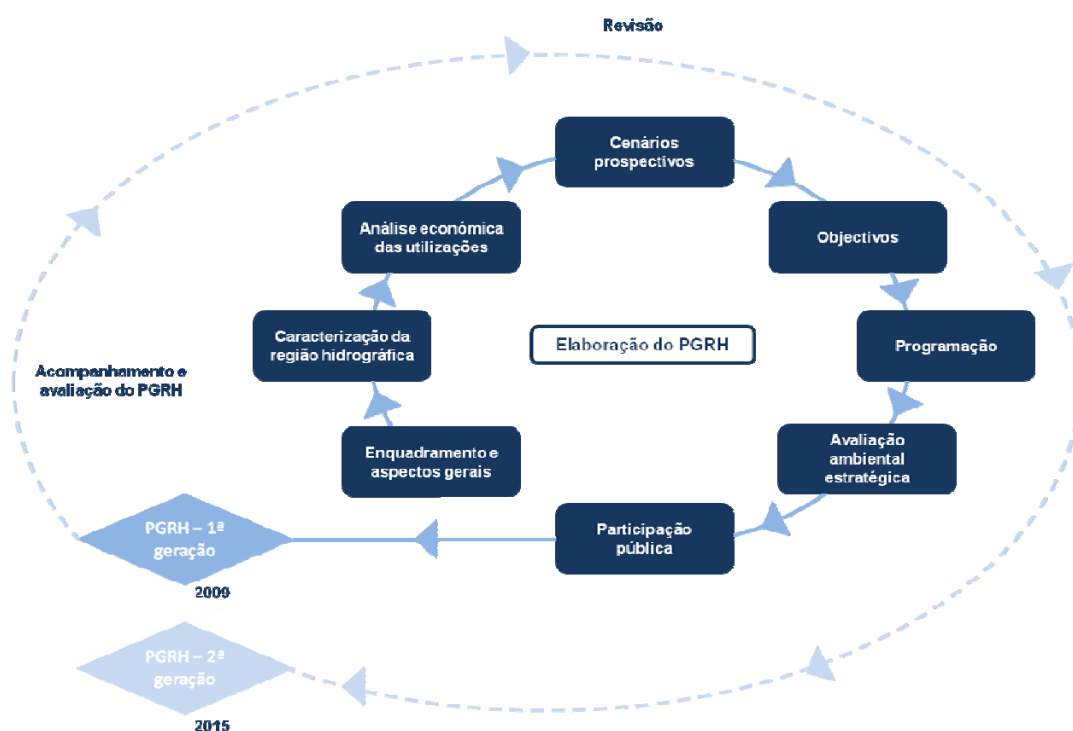


Figura 2.3 – Ciclo de planeamento dos PGRH (adaptado de Gomes, 2008)

A nova estratégia de planeamento contrasta com a primeira geração de Planos de Bacia Hidrográfica (PBH). Os PBH representaram um importante desenvolvimento na formulação e execução de estratégias coerentes, indispensáveis a uma política de gestão integrada dos recursos hídricos. No entanto, a sua aplicabilidade e implementação material não corresponderam às expectativas, devido às seguintes limitações:

- análise por sub-bacia;
- enfoque na caracterização e diagnóstico;
- fraca harmonização dos PBH com outros instrumentos de ordenamento do território;
- abordagem pouco aprofundada, com programas de medidas pouco objectivos;

- incapacidade de intervenção e de exercício da autoridade por parte dos organismos da Administração e a incorrecta articulação de sistemas de monitorização e fiscalização (Calixto, 2006).

Por outro lado, o exercício de planeamento que agora se inicia através dos PGRH ou dos PBH, traduz-se num conjunto de novos desafios e perspectivas para a gestão das águas, de entre os quais se destacam os seguintes aspectos estruturantes:

- maior integração dos aspectos qualitativos e quantitativos da água, tendo em consideração as condições de fluxo natural dentro do ciclo hidrológico;
- integração dos aspectos ecológicos na definição de critérios de avaliação da qualidade das águas;
- consagração de soluções específicas para o planeamento e gestão de recursos hídricos, de acordo com as diferentes condições e necessidades de cada território, garantindo a utilização sustentável da água;
- estabelecimento de estratégias específicas para a eliminação da poluição resultante da descarga, emissão ou perda de substâncias perigosas prioritárias nos meios aquáticos, de forma a viabilizar o cumprimento do objectivo de alcançar um bom estado das águas;
- realização da análise económica da utilização das águas, baseada em previsões a longo prazo relativas à oferta e à procura de água na bacia hidrográfica, aplicando, de forma eficaz e eficiente, os instrumentos económico-financeiros definidos na legislação para promover o uso sustentável da água;
- promoção do acesso à informação e à participação pública nos processos de tomada de decisão e na definição de instrumentos de gestão, incluindo as entidades gestoras, os grupos de interesse e os utilizadores da água (Rodrigues, Almeida, & Saraiva, 2010).

Deste modo, no âmbito dos referidos propósitos de gestão racional dos recursos hídricos, os PGRH e os PBH têm em vista, particularmente, a identificação dos problemas mais relevantes, prevenindo a ocorrência de futuras situações potencialmente problemáticas, bem como a definição das linhas estratégicas da gestão dos recursos hídricos, a partir de um conjunto de objectivos, e a implementação de um sistema de gestão integrada.

2.3 Objectivos ambientais

A DQA e a Lei da Água têm como principal objectivo alcançar o bom estado das massas de águas de superfície, até ao ano de 2015. Contudo, é antevisto legalmente, dentro de um quadro específico de condicionantes, um possível alargamento do prazo ou a definição de objectivos menos exigentes. Não sendo de todo permitido o agravamento do estado das massas de água, antevêm-se situações resultantes de imponderabilidades que possam acarretar a sua deterioração temporária, sem que constituam uma violação legal.

Aquando da conclusão da etapa de participação pública dos PGRH ou dos PBH, as ARH deverão estar aptas a prever quais as massas de água em condições de cumprir os objectivos ambientais em 2015 e as que terão de evocar as condições de excepção, adiante identificadas.

O objectivo ambiental compreende a redução gradual da poluição originária em substâncias prioritárias e a supressão das emissões, descargas e perdas de substâncias perigosas prioritárias, com relevo para a ocorrência de tendências persistentes de acréscimo da concentração de poluentes de origem antropogénica.

Em função do objectivo ambiental fixado e do prazo previsto para o seu cumprimento, as massas de água classificam-se nos seguintes agrupamentos (Figura 2.4):

- massas de água em que o bom estado deve ser mantido ou melhorado até 2015;
- massas de água em que o bom estado deverá ser atingido até 2015;

- massas de água em que não é expectável que o bom estado seja atingido até 2015.

É de notar que a inclusão de massas de água neste último grupo é precedida de uma análise detalhada das razões que conduziram à sua classificação, dado que previsivelmente será necessário aplicar derrogações aos objectivos ambientais.

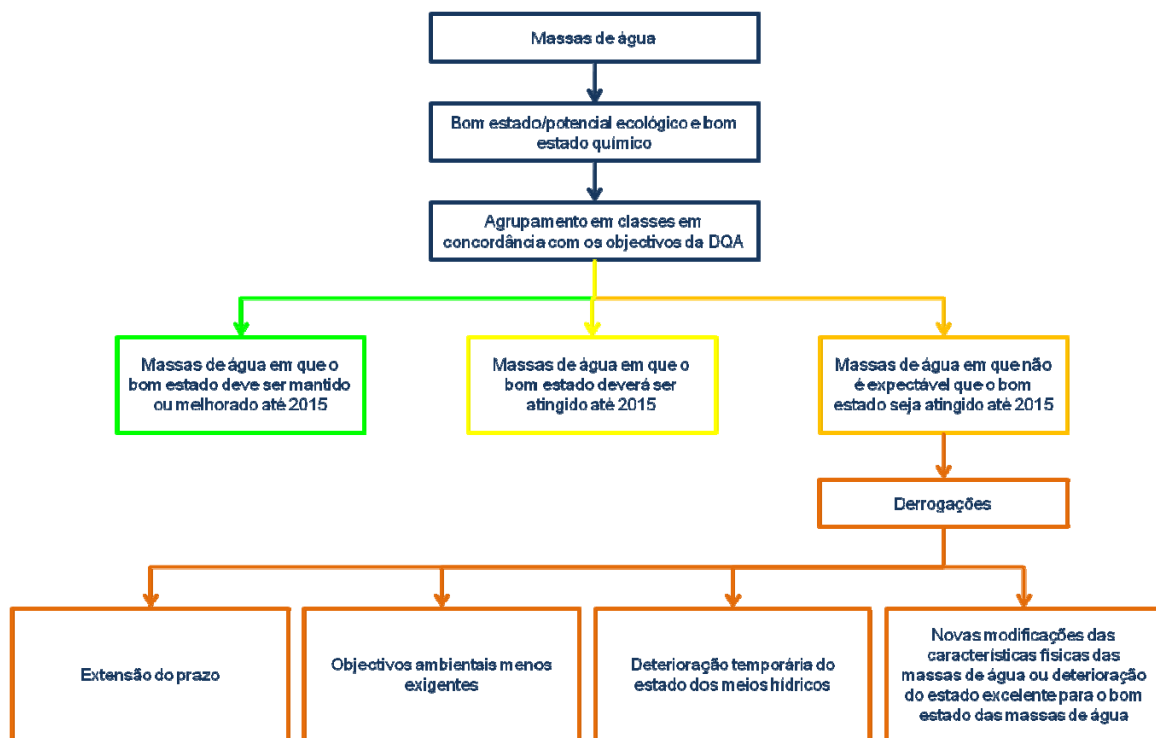


Figura 2.4 – Agrupamento das massas de água em função do cumprimento dos objectivos ambientais preconizados na DQA, e possíveis derrogações a aplicar

2.3.1 Estado químico

Para as massas de água superficiais, o estado químico está relacionado com a presença de substâncias químicas no ecossistema aquático que não estariam presentes em condições naturais, e que são susceptíveis de causar danos significativos na saúde humana, na fauna ou na flora, dadas as suas características de persistência, toxicidade e bioacumulação (INAG, 2009).

A necessidade premente de eliminar as substâncias perigosas é evidente. No entanto, a eliminação da totalidade das mesmas a nível da União Europeia, não é

economicamente viável. Neste sentido, foram definidos critérios de selecção das substâncias a eliminar prioritariamente, designadas por substâncias prioritárias. Esses critérios de selecção baseiam-se na combinação entre o grau de perigosidade das substâncias e a exposição ambiental a estas. De entre as substâncias prioritárias são seleccionadas as substâncias prioritárias perigosas, cuja presença no ambiente aquático deve ser eliminada ou reduzida a concentrações próximas das existentes em condições naturais (Henriques, West, & Pio, 2002).

Assim, para avaliar o estado químico das massas de água superficiais, recorre-se à determinação das concentrações das substâncias prioritárias e de outras substâncias perigosas.

O bom estado químico constitui um dos objectivos para as massas de água superficiais e será determinado pelo cumprimento das NQA (Normas de Qualidade Ambiental) estabelecidas a nível da União Europeia (Henriques, West, & Pio, 2002).

2.3.2 Estado ecológico

O estado ecológico exprime a qualidade estrutural e funcional dos ecossistemas aquáticos associados às águas de superfície. Este conceito abrange vários parâmetros qualitativos relacionados com as condições dos elementos bióticos dos ecossistemas aquáticos, a natureza e as características físico-químicas da água, as características hidrodinâmicas do sistema, e a estrutura física das massas de água. São assim definidos três grupos de parâmetros para caracterizar o estado ecológico, os biológicos, os hidromorfológicos e os físico-químicos (Henriques, West, & Pio, 2002).

O estado ecológico (Figura 2.5) deriva de uma situação de referência que se caracteriza por corresponder à situação dos ecossistemas aquáticos na ausência de qualquer influência antropogénica significativa. Esta situação pode ser comparada à que seria atingida se cessasse toda a influência antropogénica sobre o meio hídrico e se tivessem sido aplicadas todas as medidas para restaurar as condições

hidromorfológicas, físico-químicas e biológicas pristinas (Henriques, West, & Pio, 2002).

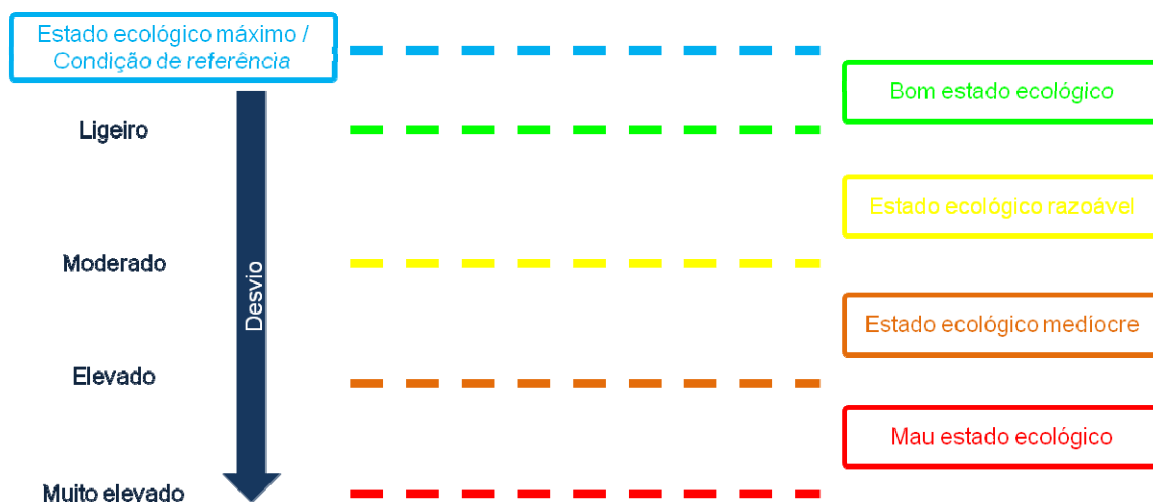


Figura 2.5 – Processo de definição do estado ecológico

O bom estado ecológico é um dos objectivos fixados pela DQA para as águas de superfície. É definido como o estado de uma massa de água de superfície que, embora sofra um ligeiro desvio relativamente à situação de referência, provocado pela actividade humana, constitui, ainda assim, um ecossistema rico, diversificado e sustentável (Henriques, West, & Pio, 2002).

2.3.3 Potencial ecológico

O conceito de estado ecológico é apenas aplicável às massas de água de superfície cujas condições hidromorfológicas sejam semelhantes às condições pristinas. Isto é, quando a actividade humana apenas provoca alterações nas condições físico-químicas e biológicas das massas de água. No caso das massas de água artificiais e fortemente modificadas, criadas ou alteradas pela actividade humana, respectivamente, o conceito de estado ecológico é substituído pelo de potencial ecológico (Henriques, West, & Pio, 2002).

O bom potencial ecológico (Figura 2.6) constitui um dos objectivos preconizados na DQA para as massas de água artificiais e fortemente modificadas, representando um

ligeiro desvio que a qualidade do ecossistema aquático da massa de água apresenta relativamente ao máximo que se pode atingir – potencial ecológico máximo. Este máximo é definido após a implementação de todas as medidas de mitigação que não têm efeitos adversos significativos sobre os usos específicos para os quais a massa de água foi modificada ou criada (abastecimento de água, controlo de cheias, entre outros), ou no ambiente em geral (Borja & Elliott, 2007; INAG, 2009). O potencial ecológico máximo é definido como um estado em que, no limite, toda a influência antropogénica sobre a massa de água é cessada, com excepção das modificações das características hidromorfológicas, e em que todas as medidas para restaurar as condições físico-químicas e biológicas pristinas são aplicadas. A DQA estabelece que o ponto de partida para a definição do potencial ecológico máximo corresponde à condição de referência da massa de água natural que mais se assemelhe à massa de água artificial ou fortemente modificada, tendo em conta as modificações das características hidromorfológicas (Henriques, West, & Pio, 2002).

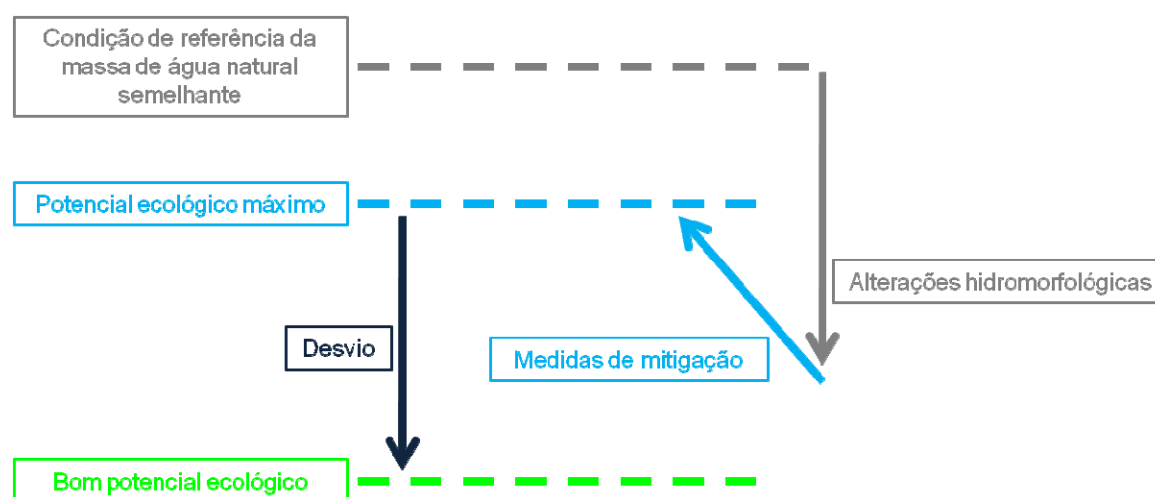


Figura 2.6 – Processo de definição do bom potencial ecológico

O conceito de potencial ecológico pode parecer que representa uma oportunidade para evitar o cumprimento da exigência dos objectivos ecológicos definidos para as massas de água, o que não é de todo verdade, já que o alcance deste objectivo

revela-se uma das tarefas mais desafiantes no âmbito da DQA (O'Reilly & Silberblatt, 2009).

2.3.4 Derrogações dos objectivos ambientais

O nível de protecção das massas de água preconizado na DQA revela-se bastante exigente, no que diz respeito aos objectivos ambientais mencionados.

Deste modo, para algumas massas de água, justifica-se prorrogar os prazos ou estabelecer objectivos menos exigentes, seja por razões de viabilidade técnica, por questões de razoabilidade dos custos envolvidos ou por razões imprevisíveis, desde que as mesmas sejam devidamente justificadas. Em qualquer dos casos, as condições de derrogação têm de ser previamente definidas nos PGBH (Henriques, West, & Pio, 2002).

Na DQA estão previstos quatro tipos de derrogações dos objectivos ambientais:

- extensão do prazo: o prazo de quinze anos para alcançar o bom estado pode ser prorrogado por dois períodos adicionais de seis anos, para as massas de água em que se verifique pelo menos uma das seguintes condições, desde que tal não implique a deterioração do estado das mesmas: (i) a escala dos melhoramentos exigidos só pode ser realizada em fases que excedam o prazo inicial por razões de viabilidade técnica; (ii) a conclusão dos melhoramentos necessários para alcançar o objectivo ambiental no prazo inicial envolve custos excessivos; ou (iii) as condições naturais não permitem alcançar o melhoramento do estado ambiental no prazo inicial;
- objectivos ambientais menos exigentes: podem ser fixados objectivos ambientais menos exigentes para as massas de água em que a satisfação dos objectivos ambientais é inviável ou desproporcionadamente dispendiosa, dada a influência humana e a degradação das condições naturais; esta derrogação pode ser adoptada desde que sejam satisfeitas as seguintes condições: (i) as finalidades ambientais ou sócio-económicas servidas pela

massa de água não podem ser alcançadas de outro modo que constitua uma alternativa ambiental significativamente melhor e que não envolva custos desproporcionados; (ii) sejam alcançados o melhor estado/potencial ecológico e o melhor estado químico, compatíveis com os impactes resultantes da natureza da actividade humana ou da poluição que não possam ser evitados de forma razoável; e (iii) não ocorra deterioração adicional da massa de água.

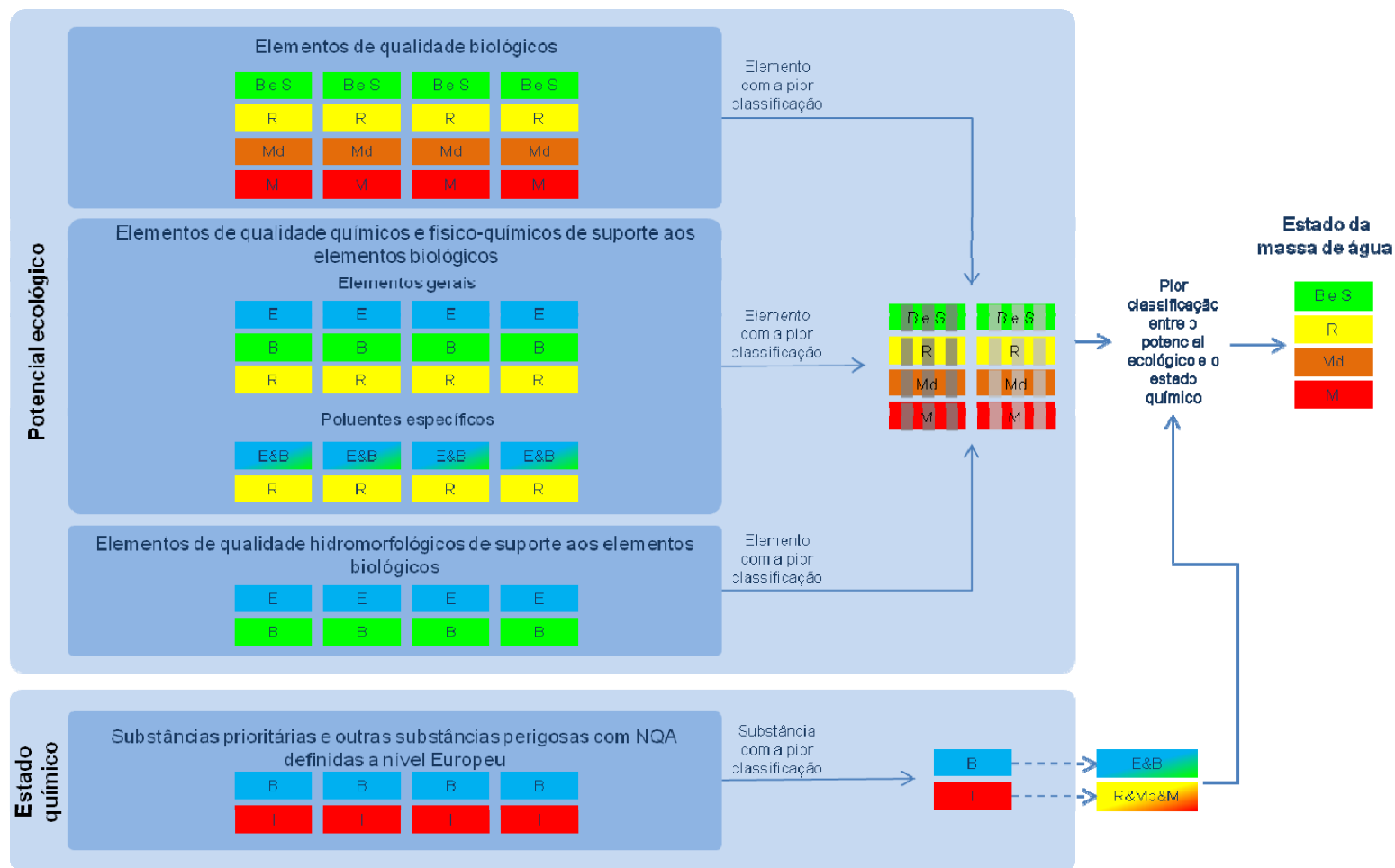
- deterioração temporária do estado das massas de água: é admissível a deterioração temporária do estado das massas de água em consequência de causas naturais ou acidentes excepcionais e imprevisíveis, em particular cheias extremas ou secas prolongadas, desde que todas as seguintes condições sejam satisfeitas: (i) sejam tomadas todas as medidas para prevenir a ocorrência de deterioração adicional e para não comprometer a satisfação dos objectivos ambientais noutras massas de água não afectadas por essas circunstâncias excepcionais; e (ii) os efeitos das circunstâncias excepcionais são reapreciados anualmente e são tomadas todas as medidas para restabelecer o estado da massa de água anterior à ocorrência das condições excepcionais;
- novas modificações das características físicas das massas de água ou deterioração do estado excelente para o bom estado das massas de água: é admissível que não sejam alcançados os objectivos ambientais para as massas de água, em resultado de novas modificações das características físicas destas, e é aceitável a deterioração do estado excelente para o bom estado das massas de água, desde que sejam satisfeitas as seguintes condições: (i) sejam tomadas todas as medidas para mitigar o impacte adverso sobre as massas de água; (ii) as razões que determinam as modificações ou alterações das massas de água são de interesse público

relevante, ou os benefícios das modificações ou alterações para a saúde humana, a manutenção da segurança ou o desenvolvimento sustentável são superiores aos benefícios para o ambiente e para a sociedade decorrentes da satisfação dos objectivos ambientais; e, (iii) esses objectivos não podem ser alcançados de outro modo que constitua uma melhor alternativa ambiental, por razões de viabilidade técnica ou de custos desproporcionados. (Henriques, West, & Pio, 2002)

3 Avaliação do estado das massas de água artificiais e fortemente modificadas

O estado das massas de água artificiais e fortemente modificadas resulta da avaliação do potencial ecológico e do estado químico e é definido recorrendo ao princípio *one out – all out*, ou seja, em função do pior dos dois. Isto significa que para se alcançar o bom estado, as massas de água têm de atingir, pelo menos, o bom potencial ecológico e o bom estado químico (INAG, 2009).

As classificações do potencial ecológico e do estado químico resultam da combinação de vários elementos de qualidade, nomeadamente, elementos de qualidade biológicos, elementos de qualidade químicos e físico-químicos de suporte aos elementos biológicos (incluindo os elementos gerais e os poluentes específicos), elementos de qualidade hidromorfológicos de suporte aos elementos biológicos, e substâncias prioritárias e outras substâncias perigosas com NQA definidas a nível Europeu (Figura 3.1) (CIS WFD, 2005a).



Legenda: E – Excelente; B e S – Bom e Superior; B – Bom; R – Razoável; Md – Medíocre; M – Mau; I – Insuficiente.

Figura 3.1 – Esquema conceptual do sistema de classificação no âmbito da DQA (adaptado de UK TAG, 2007)

É importante referir que os dados necessários para avaliar o estado das massas de água resultam, preferencialmente, da monitorização das massas de água.

Deste modo, a DQA preconiza que os Estados-Membros devem elaborar programas de monitorização do estado das águas, com o objectivo de garantir uma análise coerente e exaustiva do estado das massas de água (cfr. Artigo 8.º da DQA).

Os programas de monitorização englobam a definição de uma rede de monitorização aplicável às massas de águas superficiais e subterrâneas, que permitirá monitorizar os diferentes elementos de qualidade necessários para avaliar o estado de cada uma delas (Rodrigues, Bernardino, Alves, Rafael, & Henriques, 2000).

3.1 Classificação do potencial ecológico

As classificações do potencial ecológico e do estado químico são também determinadas recorrendo ao princípio *one out – all out*, ou seja, em função do elemento de qualidade sujeito a maior pressão decorrente da actividade humana (INAG, 2009).

O potencial ecológico é classificado em diferentes classes, e a cada classe corresponde um código de cores (Quadro 3.1).

Quadro 3.1 – Classes e código de cores para o potencial ecológico

Classificação do potencial ecológico	Código de cores	
	Massas de água fortemente modificadas	Massas de água artificiais
Bom ou Superior	Riscas verdes e cinzentas escuras da mesma largura	Riscas verdes e cinzentas claras da mesma largura
Razoável	Riscas amarelas e cinzentas escuras da mesma largura	Riscas amarelas e cinzentas claras da mesma largura
Medíocre	Riscas laranja e cinzentas escuras da mesma largura	Riscas laranja e cinzentas claras da mesma largura
Mau	Riscas vermelhas e cinzentas escuras da mesma largura	Riscas vermelhas e cinzentas claras da mesma largura

Fonte: Anexo V do Decreto-Lei n.º 77/2006 de 30 de Março, que complementa a Lei da Água.

A classificação do potencial ecológico das massas de água artificiais e fortemente modificadas implica a combinação dos diferentes elementos de qualidade

biológicos, químicos e físico-químicos e hidromorfológicos. A relação entre os elementos de qualidade (Figura 3.2) processa-se da seguinte forma:

1. se numa massa de água, artificial ou fortemente modificada, os valores para os elementos de qualidade hidromorfológicos, biológicos e físico-químicos correspondem totalmente ou quase totalmente aos que se verificam no potencial ecológico máximo, então o potencial ecológico da massa de água é classificado como bom ou superior;
2. se numa massa de água, artificial ou fortemente modificada, os valores para os elementos de qualidade biológicos se desviam ligeiramente dos que se verificam no potencial ecológico máximo, e, as condições físico-químicas asseguram o funcionamento dos ecossistemas e estão de acordo com as normas definidas para os poluentes específicos, então o potencial ecológico da massa de água é classificado como bom ou superior;
3. se numa massa de água, artificial ou fortemente modificada, os valores para os elementos de qualidade biológicos correspondem ao bom potencial ecológico, mas pelo menos um dos elementos de qualidade físico-químicos não satisfaz os valores correspondentes ao bom potencial ecológico, então o potencial ecológico da massa de água é classificado como razoável;
4. se numa massa de água, artificial ou fortemente modificada, os valores para os elementos de qualidade biológicos possuem um desvio moderado aos que se verificam no potencial ecológico máximo, então o potencial ecológico da massa de água é classificado como razoável;
5. se numa massa de água, artificial ou fortemente modificada, os valores para os elementos de qualidade biológicos possuem um desvio elevado aos que se verificam no potencial ecológico máximo, então o potencial ecológico da massa de água é classificado como medíocre.

6. se numa massa de água, artificial ou fortemente modificada, se verificarem grandes alterações nos valores para os elementos de qualidade biológicos relativamente ao potencial ecológico máximo, ou inclusivamente estejam ausentes algumas comunidades biológicas relevantes, normalmente presentes em condições de potencial ecológico máximo, então o potencial ecológico da massa de água é classificado como mau (INAG, 2009).

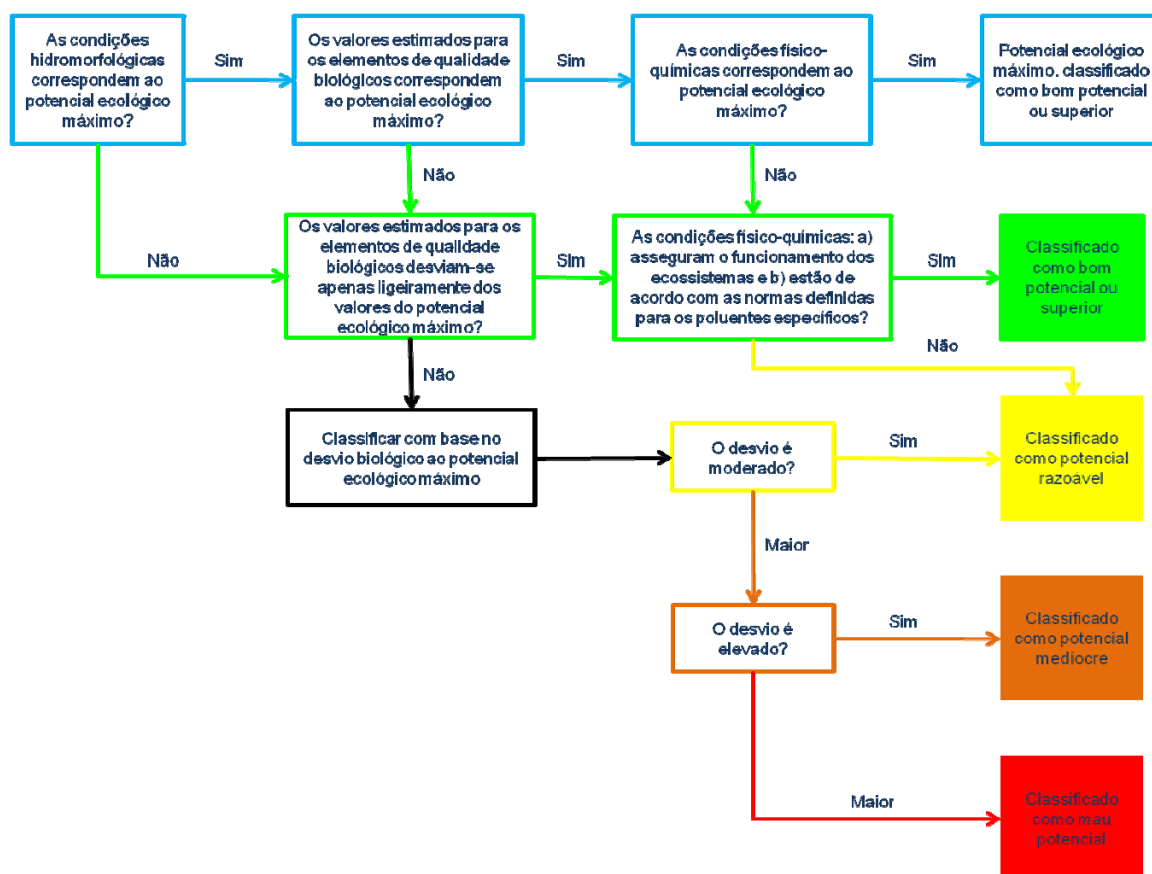


Figura 3.2 – Relações entre os elementos de qualidade utilizados na classificação do potencial ecológico (adaptado de CIS WFD, 2005a)

3.2 Elementos de qualidade

Os elementos de qualidade, aplicáveis na avaliação do potencial ecológico das massas de água artificiais e fortemente modificadas, são idênticos aos elementos que se empregam na categoria de massas de água de superfície naturais que mais se assemelha à massa de água em questão, isto é, no caso das albufeiras são os lagos e para as massas de água de características lóticas são os rios (cfr. Item 1.1.5

do Anexo V do Decreto-Lei n.º 77/2006 de 30 de Março, que complementa a Lei da Água). No que diz respeito aos valores dos elementos de qualidade no potencial ecológico máximo, estes devem reflectir, tanto quanto possível, os valores associados ao tipo de massa de água natural mais semelhante em situação de referência, considerando as condições físicas resultantes das características artificiais ou fortemente modificadas da massa de água (INAG, 2009).

Para os elementos de qualidade biológicos (Quadro 3.2), a DQA refere que devem ser estabelecidas três classes de qualidade: potencial ecológico máximo, bom potencial ecológico e potencial ecológico razoável (cfr. Item 1.2.5 do Anexo V da DQA).

Quadro 3.2 – Elementos de qualidade biológicos para a classificação do potencial ecológico

Massas de água	Elementos biológicos
Rios	<ul style="list-style-type: none"> - Composição e abundância da flora aquática. - Composição e abundância dos invertebrados bentónicos. - Composição, abundância e estrutura etária da fauna piscícola.
Lagos	<ul style="list-style-type: none"> - Composição, abundância e biomassa do fitoplâncton. - Composição e abundância da restante flora aquática. - Composição e abundância dos invertebrados bentónicos. - Composição, abundância e estrutura etária da fauna piscícola.
Transição	<ul style="list-style-type: none"> - Composição, abundância e biomassa do fitoplâncton. - Composição e abundância da restante flora aquática. - Composição e abundância dos invertebrados bentónicos. - Composição e abundância da fauna piscícola.
Costeiras	<ul style="list-style-type: none"> - Composição, abundância e biomassa do fitoplâncton. - Composição e abundância da restante flora aquática. - Composição e abundância dos invertebrados bentónicos.

Fonte: Anexo V do Decreto-Lei n.º 77/2006 de 30 de Março, que complementa a Lei da Água.

Para assegurar a comparabilidade dos sistemas de classificação, os resultados dos elementos biológicos devem ser expressos em Rácios de Qualidade Ecológica (RQE) (cfr. Item 5 do Anexo VI do Decreto-Lei n.º 77/2006 de 30 de Março, que complementa a Lei da Água).

Os RQE relacionam os valores dos parâmetros biológicos, observados numa dada massa de água artificial ou fortemente modificada, e os valores dos mesmos parâmetros definidos para o potencial ecológico máximo para essa massa de água.

O RQE é expresso através de um valor numérico entre 0 (zero) e 1 (um), sendo que os valores próximos de 1 (um) correspondem ao potencial ecológico máximo, e os valores próximos de 0 (zero) equivalem ao mau potencial ecológico (cfr. Item 5 do Anexo VI do Decreto-Lei n.º 77/2006 de 30 de Março, que complementa a Lei da Água).

Para classificar o estado de cada massa de água, são atribuídos valores de RQE a cada fronteira entre as cinco classes de qualidade, desde o potencial ecológico máximo até ao mau potencial ecológico. A definição das fronteiras de qualidade baseia-se nos documentos-guia²¹ produzidos para o efeito, no âmbito da estratégia de implementação da DQA, e os valores definidos para as mesmas são aferidos e validados através do exercício de intercalibração, facilitado pela Comissão (INAG, 2009).

O exercício de intercalibração tem como objectivo garantir que as fronteiras entre as classes de qualidade sejam coerentes com as definições normativas da DQA e comparáveis entre a totalidade dos Estados-Membros (cfr. Item 5 do Anexo VI do Decreto-Lei n.º 77/2006 de 30 de Março, que complementa a Lei da Água).

Relativamente aos elementos de qualidade químicos e físico-químicos de suporte aos elementos biológicos – elementos gerais (Quadro 3.3), de acordo com a DQA, devem ser também estabelecidos valores de fronteira que permitam estabelecer três classes de qualidade: excelente (máximo), bom e razoável. Para tal, são determinados os parâmetros a monitorizar e os valores (concentração) dos mesmos que definem as referidas fronteiras (INAG, 2009).

²¹ CIS WFD. (2005a). *Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential*. Common implementation strategy for the Water Framework Directive. Working group 2A ECOSTAT; CIS WFD (2005b). *Template for the development of a boundary setting protocol for the purposes of the Intercalibration Exercise*. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Working Group 2A ECOSTAT.

Para a classificação dos elementos de qualidade químicos e físico-químicos de suporte aos elementos biológicos – poluentes específicos (Quadro 3.3), a DQA refere que também devem ser estabelecidas duas fronteiras: excelente (máximo) e bom & razoável. Os valores das fronteiras devem ter em conta as NQA definidas em normativo próprio²² (cfr. Anexo V do Decreto-Lei n.º 77/2006 de 30 de Março, que complementa a Lei da Água).

Quadro 3.3 – Elementos de qualidade químicos e físico-químicos de suporte aos elementos biológicos para a classificação do potencial ecológico

Massas de água	Elementos químicos e físico-químicos de suporte dos elementos biológicos	
Rios	Elementos gerais	<ul style="list-style-type: none"> - Condições térmicas. - Condições de oxigenação. - Salinidade. - Estado de acidificação. - Condições relativas aos nutrientes.
	Poluentes específicos	<ul style="list-style-type: none"> - Poluição resultante de todas as substâncias prioritárias identificadas como sendo descarregadas na massa de água. - Poluição resultante de outras substâncias identificadas como sendo descarregadas em quantidades significativas na massa de água.
Lagos	Elementos gerais	<ul style="list-style-type: none"> - Transparência. - Condições térmicas. - Condições de oxigenação. - Salinidade. - Estado de acidificação. - Condições relativas aos nutrientes.
	Poluentes específicos	<ul style="list-style-type: none"> - Poluição resultante de todas as substâncias prioritárias identificadas como sendo descarregadas na massa de água. - Poluição resultante de outras substâncias identificadas como sendo descarregadas em quantidades significativas na massa de água.
Transição	Elementos gerais	<ul style="list-style-type: none"> - Transparência. - Condições térmicas. - Condições de oxigenação. - Salinidade. - Condições relativas aos nutrientes.
	Poluentes específicos	<ul style="list-style-type: none"> - Poluição resultante de todas as substâncias prioritárias identificadas como sendo descarregadas na massa de água. - Poluição resultante de outras substâncias identificadas como sendo descarregadas em quantidades significativas na massa de água.
Costeiras	Elementos gerais	<ul style="list-style-type: none"> - Transparência. - Condições térmicas. - Condições de oxigenação. - Salinidade. - Condições relativas aos nutrientes.
	Poluentes específicos	<ul style="list-style-type: none"> - Poluição resultante de todas as substâncias prioritárias identificadas como sendo descarregadas na massa de água. - Poluição resultante de outras substâncias identificadas como sendo descarregadas em quantidades significativas na massa de água.

Fonte: Anexo V do Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março, que complementa a Lei da Água.

²² Em Portugal estão estabelecidas pelo Decreto-Lei n.º 103/2010, de 24 de Setembro.

No que diz respeito aos elementos de qualidade hidromorfológicos de suporte aos elementos biológicos (Quadro 3.4), a DQA estabelece que estes são utilizados apenas para a definição da fronteira entre o potencial ecológico máximo e o bom potencial ecológico (cfr. Anexo V do Decreto-Lei n.º 77/2006 de 30 de Março, que complementa a Lei da Água). Para as restantes classes, deve-se analisar apenas se as condições hidromorfológicas existentes são compatíveis com os valores dos elementos de qualidade biológica que caracterizam essas mesmas classes (INAG, 2009).

Quadro 3.4 – Elementos de qualidade hidromorfológicos de suporte aos elementos biológico para a classificação do potencial ecológico

Massas de água	Elementos hidromorfológicos de suporte dos elementos biológicos	
Rios	Regime hidrológico	- Caudais e condições de escoamento. - Ligação a massas de águas subterrâneas.
	Continuidade do rio	
	Condições morfológicas	- Variação da profundidade e largura do rio. - Estrutura e substrato do leito do rio. - Estrutura da zona ripícola.
Lagos	Regime hidrológico	- Caudais e condições de escoamento. - Tempo de residência. - Ligação a massas de águas subterrâneas.
	Condições morfológicas	- Variação da profundidade do lago. - Quantidade, estrutura e substrato do leito do lago. - Estrutura das margens do lago.
Transição	Regime de marés	- Fluxo de água doce. - Exposição às vagas.
	Condições morfológicas	- Variação da profundidade. - Quantidade, estrutura e substrato do leito. - Estrutura da zona intermareal.
Costeiras	Regime de marés	- Direcção das correntes dominantes. - Exposição às vagas.
	Condições morfológicas	- Variação da profundidade. - Quantidade, estrutura e substrato do leito. - Estrutura da zona intermareal.

Fonte: Anexo V do Decreto-Lei n.º 77/2006, de 30 de Março, que complementa a Lei da Água

4 Definição do potencial ecológico

A definição do potencial ecológico é um passo essencial que precede a classificação das massas de água fortemente modificadas e artificiais, e a definição de objectivos para as mesmas, no âmbito do ciclo de planeamento ao nível da bacia hidrográfica.

A DQA preconiza que as massas de água artificiais e fortemente modificadas devem atingir, pelo menos, o bom potencial ecológico. Deste modo, a avaliação do estado destas massas de água passa, inevitavelmente, pela avaliação do potencial ecológico.

Segundo a DQA, a definição do potencial ecológico (Figura 4.1) resulta do desvio ao potencial ecológico máximo, após implementadas todas as medidas de mitigação que não têm efeitos adversos significativos sobre os usos específicos para os quais a massa de água foi modificada ou criada, ou sobre o ambiente em geral – medidas de mitigação (INAG, 2009), na sequência do já anteriormente referido (Secção 2.3.3 e Figura 2.6).

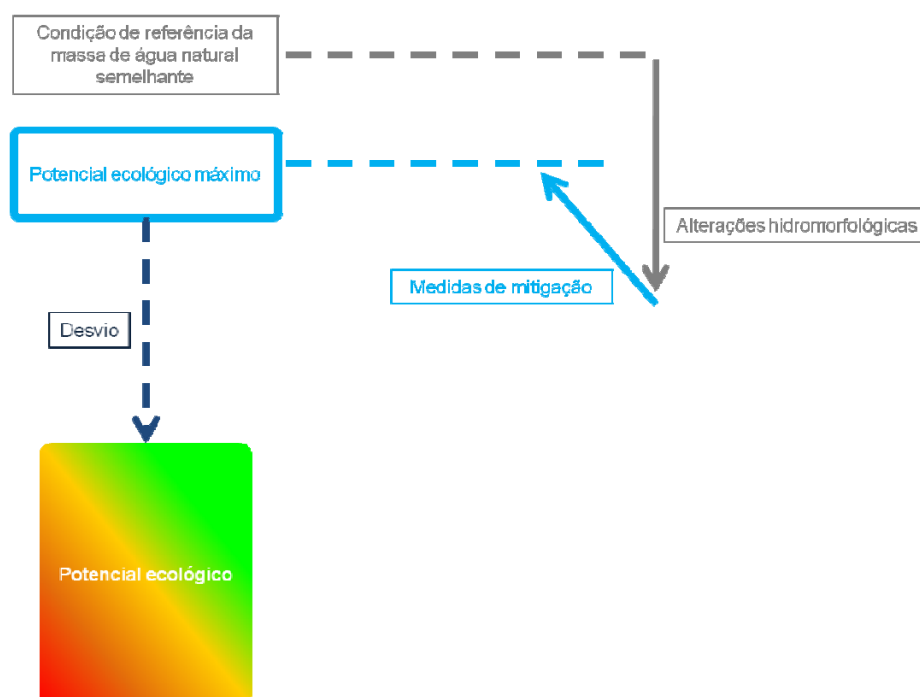


Figura 4.1 – Definição do potencial ecológico a partir do desvio ao potencial ecológico máximo

O potencial ecológico máximo representa a qualidade ecológica máxima que uma massa de água artificial ou fortemente modificada pode alcançar (CIS WFD, 2003b). Isto é, tende a ser o estado mais próximo de um ecossistema natural que é possível atingir, dadas as características hidromorfológicas das massas de água em questão (Kampa & Laaser, 2009).

O desvio traduz as modificações dos elementos de qualidade relativamente ao potencial ecológico máximo e pode variar de ligeiro a muito elevado (Figura 4.2), sendo que, quando se verifica um desvio:

- ligeiro, o potencial ecológico denomina-se bom;
- moderado, o potencial ecológico é razoável;
- elevado, o potencial ecológico designa-se medíocre;
- muito elevado, o potencial ecológico denomina-se mau.

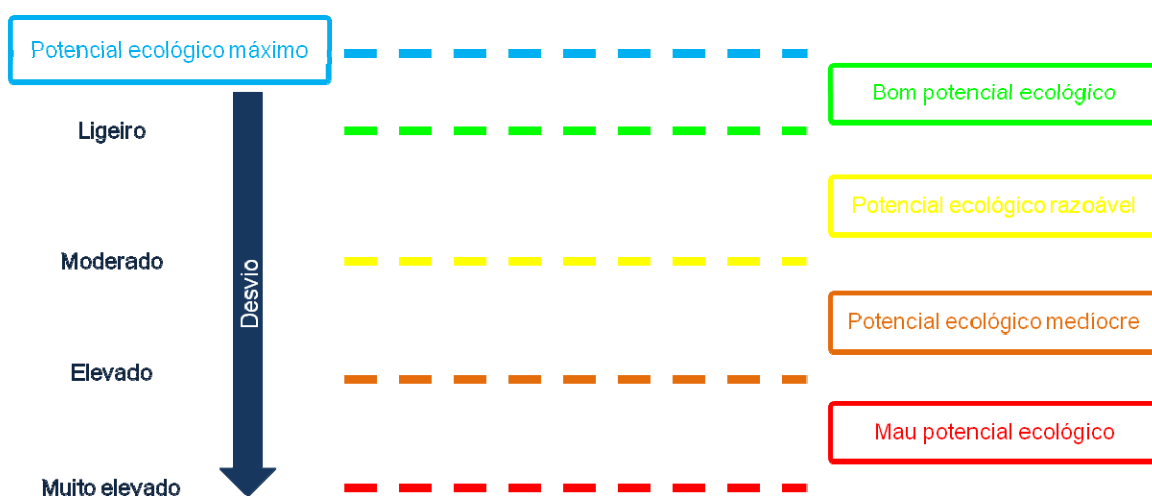


Figura 4.2 – Desvio ao potencial ecológico máximo

De acordo com a DQA, no potencial ecológico máximo, as condições hidromorfológicas de uma massa de água artificial ou fortemente modificada caracterizam-se por representarem apenas os impactes relacionados com as modificações e artificializações associadas aos objectivos para os quais as massas de água foram criadas (navegação, abastecimento, entre outras), desde que tenham

sido aplicadas as medidas de mitigação que assegurem o contínuo ecológico, em particular nos aspectos de migração da fauna e leitos de desova (Ferreira, *et al.*, 2009).

No que diz respeito aos elementos físico-químicos e aos nutrientes, e relativamente ao potencial ecológico máximo, a DQA refere que estes correspondem totalmente, ou quase, aos que se verificam em condições não perturbadas associadas ao tipo de massa de água natural de superfície mais semelhante à massa de água artificial ou fortemente modificada em questão. Quanto aos poluentes sintéticos e não sintéticos específicos, de acordo com a DQA, estes devem possuir, no potencial ecológico máximo, concentrações próximas de 0 (zero), ou pelo menos abaixo dos limites de detecção das melhores técnicas analíticas utilizadas (cfr. Item 1.2.5 do Anexo V da DQA).

Relativamente aos elementos de qualidade biológicos, no potencial ecológico máximo, a DQA salienta que estes reflectem, tanto quanto possível, os valores associados ao tipo de massa de água natural de superfície mais semelhante em situação de referência, dadas as condições físicas resultantes das características artificiais ou fortemente modificadas da massa de água (Kampa & Hansen, 2004).

Por sua vez, segundo a DQA, o bom potencial ecológico representa um estado onde os valores dos elementos de qualidade biológicos se desviam ligeiramente dos verificados no potencial ecológico máximo.

No bom potencial ecológico, as condições hidromorfológicas devem ser aquelas que permitem alcançar os valores definidos para os elementos de qualidade biológicos, e as condições físico-químicas devem permitir não só alcançar os valores definidos para os elementos de qualidade biológicos, mas também manter o funcionamento do ecossistema. Quanto aos poluentes sintéticos e não sintéticos específicos, estes

devem possuir concentrações não superiores às NQA estabelecidas (cfr. Item 1.2.5 do Anexo V da DQA).

No decorrer da estratégia de implementação da DQA foram estabelecidas algumas linhas de orientação no que diz respeito à definição do potencial ecológico máximo e do bom potencial ecológico. Ainda assim, a complexidade e a incerteza na aplicação destes conceitos, conduzem a que existam diferentes perspectivas e abordagens relativamente à definição dos mesmos.

Apesar da discrepância de opiniões e da possibilidade de aplicação de algumas metodologias, verificam-se, essencialmente, duas abordagens para a definição destes estados ecológicos: a abordagem baseada nos elementos de qualidade biológica, doravante mencionada como **Abordagem Convencional**; e a abordagem alternativa, apresentada num *workshop* em Praga e baseada em medidas de mitigação, doravante designada por **Abordagem de Praga**.

4.1 Definição do bom potencial ecológico

4.1.1 Abordagem Convencional

A Abordagem Convencional (Figura 4.3), definida no documento guia²³ para aplicação da DQA, refere que as condições de referência da massa de água natural que mais se assemelha à massa de água artificial ou fortemente modificada constituem o ponto de partida.

²³ CIS WFD. (2003b). *Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies*. Common implementation strategy for the Water Framework Directive. Working group 2.2 - HMWB.

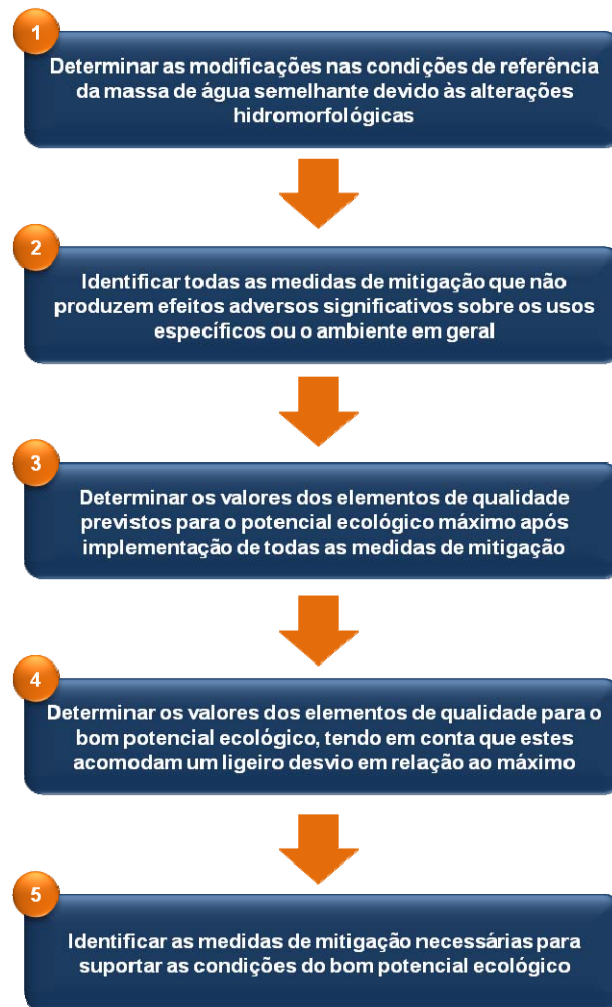


Figura 4.3 – Abordagem Convencional para definição do bom potencial ecológico

A partir dos valores dos elementos de qualidade na condição de referência, tendo em conta as alterações hidromorfológicas das massas de água artificiais e fortemente modificadas, e aplicando as medidas de mitigação que não têm efeitos adversos significativos sobre os usos específicos ou o ambiente em geral, estabelece-se o potencial ecológico máximo. Decorrida a definição do potencial ecológico máximo, calculam-se os valores dos elementos de qualidade no bom potencial ecológico, tendo em consideração que estes acomodam um ligeiro desvio relativamente ao máximo que é possível atingir – potencial ecológico máximo. Por fim, são definidas as medidas necessárias para suportar o bom potencial ecológico, que podem ser identificadas para cada massa de água, ou para grupos de massas

de água. Esta agregação deve apenas englobar massas de água com características homogéneas, como por exemplo, no que diz respeito aos tipos de usos, no sentido de estes não serem afectados pela medida aplicada (CIS WFD, 2003b; CIS WFD, 2006).

Deste modo, para determinar os valores dos elementos de qualidade no bom potencial ecológico, é essencial definir os valores para os mesmos elementos nas condições de potencial ecológico máximo.

De acordo com a DQA, no sentido de estabelecer os valores no potencial ecológico máximo, é necessário aplicar a metodologia exemplificada na Figura 4.4, que em seguida se detalhada.

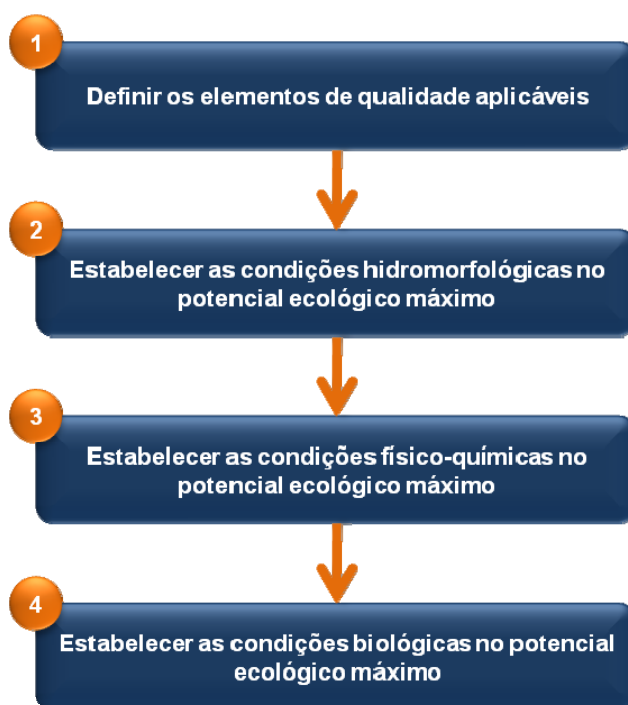


Figura 4.4 – Metodologia de definição do potencial ecológico máximo – Abordagem Convencional

1. Definir os elementos de qualidade aplicáveis:

Os elementos de qualidade aplicáveis no potencial ecológico máximo derivam da categoria de massa de água natural (rio, lago, água de transição ou costeira) que mais se assemelha à massa de água artificial ou fortemente modificada em questão

(Quadro 3.2; Quadro 3.3; Quadro 3.4). Por exemplo, a construção de uma barragem provoca uma modificação no curso natural do rio, formando-se uma albufeira. Como a massa de água natural que mais se assemelha a uma albufeira é um lago, os elementos de qualidade aplicáveis são idênticos aos aplicáveis à massa de água lago (CIS WFD, 2003b).

2. Estabelecer as condições hidromorfológicas no potencial ecológico máximo:

No estabelecimento das condições hidromorfológicas no potencial ecológico máximo, é essencial ter em conta que estas representam as condições existentes caso sejam aplicadas todas as medidas de mitigação, no sentido de assegurar a melhor aproximação ao contínuo ecológico. Esta aproximação, nomeadamente nos aspectos de migração da fauna e leitos de desova, compreende:

- uma adequada quantidade e qualidade do habitat para garantir a estrutura e manutenção do ecossistema;
- uma continuidade/conectividade longitudinal e lateral das massas de água, no sentido de permitir o acesso do biota aos habitats de que depende.

De facto, esta melhor aproximação requer a aplicação de todas as medidas de mitigação que reduzam qualquer obstáculo à migração e que melhorem a quantidade e qualidade dos habitats afectados pelas alterações físicas decorrentes da modificação da massa de água (CIS WFD, 2003b).

O estabelecimento das condições hidromorfológicas é um dos primeiros passos na definição do potencial ecológico máximo, pois estas condicionam os valores dos elementos de qualidade físico-químicos e biológicos. As condições hidromorfológicas são as primeiras a sofrer o impacte da modificação da massa de água. Assim, são estas que ditarão, no início, o potencial ecológico máximo.

Os valores dos elementos de qualidade hidromorfológicos (Quadro 3.4) derivam dos valores da condição de referência do tipo de massa de água natural que mais se

assemelha à massa de água artificial ou fortemente modificada em questão, sendo, na generalidade dos casos, estabelecidos com base em modelação ecológica (Kampa & Laaser, 2009). A este nível, diversos casos de estudo foram desenvolvidos por diferentes Estados-Membros, nomeadamente no estuário de *Haringvliet*, na Holanda, onde o regime de marés foi estimado por modelação hidrodinâmica, considerando a componente ecológica (Backx, G. v.d. Berg, A. de Hoog, M. Ohm, & Wijngaarden, 2002).

3. Estabelecer as condições físico-químicas no potencial ecológico máximo:

Os valores dos elementos de qualidade físico-químicos, utilizados para definir as condições físico-químicas no potencial ecológico máximo, derivam dos valores da condição de referência do tipo de massa de água natural que mais se assemelha à massa de água artificial ou fortemente modificada em questão. Dadas as condições hidromorfológicas das massas de água artificiais ou fortemente modificadas, é esperado que, para algumas delas, se possam verificar diferenças nos valores relativamente à massa de água natural mais semelhante. Estas diferenças verificam-se, por exemplo, nos valores de oxigénio dissolvido ou de temperatura existentes numa albufeira, quando comparados com a massa de água semelhante – lago, ou mesmo nos níveis de turvação existentes num estuário modificado, quando comparados com os de um estuário natural (CIS WFD, 2003b).

Dada a possibilidade de ocorrência destas diferenças, é provável que as massas de água artificiais ou fortemente modificadas não alcancem o potencial ecológico máximo ou mesmo o bom potencial ecológico, podendo ser necessário aplicar derrogações aos objectivos ambientais.

Deste modo, ao estabelecer as condições físico-químicas no potencial ecológico máximo, aconselha-se a ter em consideração as condições hidromorfológicas das massas de água no cálculo dos valores de alguns parâmetros físico-químicos, como

o oxigénio dissolvido, a temperatura e a turvação. Para os parâmetros que não são influenciados pelas condições hidromorfológicas das massas de água artificiais ou fortemente modificadas, esta metodologia não se aplica, devendo manter-se o nível de exigência inicial (CIS WFD, 2003b).

O cálculo dos valores destes elementos de qualidade baseia-se, na generalidade, em *expert judgment*, usando a experiência resultante de outros projectos semelhantes, e em modelação (Borja & Elliott, 2007).

No caso dos poluentes sintéticos e não sintéticos específicos, o nível de exigência é idêntico ao das massas de água naturais, isto é, estes devem possuir concentrações próximas de zero, ou pelo menos inferiores aos limites de detecção das melhores técnicas analíticas utilizadas (CIS WFD, 2003b).

É ainda importante referir que as condições físico-químicas das massas de água possuem uma importância relevante, já que influenciam os elementos de qualidade biológicos no potencial ecológico máximo.

4. Estabelecer as condições biológicas no potencial ecológico máximo:

Os valores dos elementos de qualidade biológicos derivam dos valores da condição de referência do tipo de massa de água natural que mais se assemelha à massa de água artificial ou fortemente modificada em questão (CIS WFD, 2003b). No entanto, é muito provável que se verifiquem discrepâncias nos valores, dado que os elementos biológicos são influenciados pelas condições hidromorfológicas e físico-químicas existentes nas massas de água artificiais ou fortemente modificadas. Este pressuposto verifica-se, por exemplo, no caso de massas de água artificiais como portos marítimos, onde as mudanças no tempo de residência causam uma redução do oxigénio dissolvido e um aumento da turvação, levando não só a uma redução da

riqueza e diversidade da fauna bentónica, como também a um aumento do número de espécies invasoras (Borja & Elliott, 2007).

Os valores dos elementos de qualidade biológicos podem ser determinados recorrendo a redes espaciais de locais nas condições de potencial ecológico máximo, a modelação, a uma combinação destes dois processos, ou em último caso, a *expert judgment* (CIS WFD, 2003b).

A aplicação prática destas metodologias foi já, em certa medida, realizada por alguns Estados-Membros. No caso de estudo do rio *Lozoya* (em Espanha), que é um rio fortemente modificado em aproximadamente 50% do seu traçado, os valores dos elementos biológicos, nas condições de potencial ecológico máximo, foram definidos com base numa rede de massas de água semelhantes e consideradas oligotróficas²⁴. A determinação dos valores dos elementos biológicos no potencial ecológico máximo, para as inúmeras albufeiras existentes no rio *Lozoya*, baseou-se na comparação com valores dos elementos biológicos – fitoplâncton, macrófitos, macroinvertebrados e ictiofauna – verificados em lagos naturais e em albufeiras considerados em estado oligotrófico (Diaz & Real, 2001).

Por sua vez, no caso de estudo no rio *Hagmolen-Hegebeek*, localizado na Holanda, os valores dos elementos biológicos no potencial ecológico máximo foram estimados com base nos valores verificados numa massa de água semelhante e recorrendo a *expert judgment*. Este estudo refere que o *expert judgment* é, por vezes, essencial na definição das condições no potencial ecológico máximo (Lorenz, 2001).

Encontrou-se também referência a um outro caso de estudo, realizado na Escócia, nomeadamente no *Forth Estuary*, onde foi adoptada uma metodologia baseada em

²⁴ Massas de água com baixa produtividade e biomassa, associadas a baixas concentrações de nutrientes e a elevados teores de oxigénio dissolvido, embora normalmente inferiores aos valores de saturação.

modelação, recorrendo a dados de massas de água naturais semelhantes (Kampa & Hansen, 2004).

Num outro caso de estudo, inerente ao lago *Loosdrecht*, localizado na Holanda, os valores dos elementos de qualidade no potencial ecológico máximo foram determinados com base em modelação, recorrendo a dados históricos. O caso do lago *Loosdrecht* é particularmente interessante, pois ao longo do tempo sofreu diversas alterações, sobretudo no que diz respeito ao seu estado. As várias modificações que sofreu, principalmente para facilitar a navegação, e as diversas pressões a que foi, e está, sujeito, levaram a que o seu característico estado oligotrófico inicial, passasse por uma fase mesotrófica²⁵, estando actualmente no estado eutrófico²⁶. Deste modo, para definir os valores dos elementos de qualidade no potencial ecológico máximo foi estabelecido que se iriam utilizar os dados de qualidade pertencentes à fase mesotrófica do lago, tendo em conta que o estado inicial oligotrófico era impossível de atingir (Lorenz, DWR, & RIVM, 2001).

Como se pode verificar, é necessário percorrer uma série de etapas para estabelecer os valores dos elementos de qualidade correctos para o potencial ecológico máximo. Uma das fases mais importantes consiste em identificar as massas de água naturais que mais se assemelham à massa de água artificial ou fortemente modificada em questão. Quando tal não for possível, ou seja, quando não existirem massas de água naturais que possam ser comparadas às massas de água artificiais ou fortemente modificadas, pode ser utilizada informação relativa ao potencial ecológico máximo de massas de água artificiais ou fortemente modificadas

²⁵ Estado intermédio de evolução entre o oligotrófico e o eutrófico.

²⁶ Estado caracterizado pela presença de elevadas concentrações de nutrientes e de biomassa, reduzida transparência e baixas concentrações de oxigénio nas zonas mais profundas, nas quais pode mesmo ocorrer anoxia, sobretudo no período de estratificação do Verão, e teores de oxigénio dissolvido superiores aos valores de saturação, à superfície durante os *blooms* de algas.

semelhantes. Esta metodologia pode ser adoptada, por exemplo, nos casos em que existam diversas albufeiras mas não existam lagos naturais que possam ser comparáveis. Nestas situações, é possível identificar uma albufeira que esteja no potencial ecológico máximo e utilizá-la como massa de água comparável para classificar o potencial ecológico de outras albufeiras, desde que seja possível extrapolar os valores por modelação ou por *expert judgment* (CIS WFD, 2003b).

Nos casos em que existam massas de água naturais que possam ser consideradas semelhantes, devem adoptar-se os valores das condições de referência destas, estabelecidas em normativo próprio²⁷ e decorrentes do exercício de intercalibração realizado pelos Estados-Membros. No entanto, é previsível que os valores destas condições de referência não sejam exactamente os verificados no potencial ecológico máximo, dadas as alterações hidromorfológicas das massas de água artificiais e fortemente modificadas, o que implica que os valores tenham de sofrer um ajuste (CIS WFD, 2003b). Este processo pode ser relativamente complexo e está sujeito à ocorrência de erros, o que pode implicar uma incorrecta definição do bom potencial ecológico.

Segundo a DQA, uma vez conseguida a definição do potencial ecológico máximo, devem ser estabelecidos os valores dos elementos de qualidade para o bom potencial ecológico. Para definir os valores desses elementos de qualidade, é necessário aplicar a metodologia apresentada na Figura 4.5 e detalhada em seguida.

²⁷ Directiva 2008/915/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, que estabelece os resultados do exercício de intercalibração.

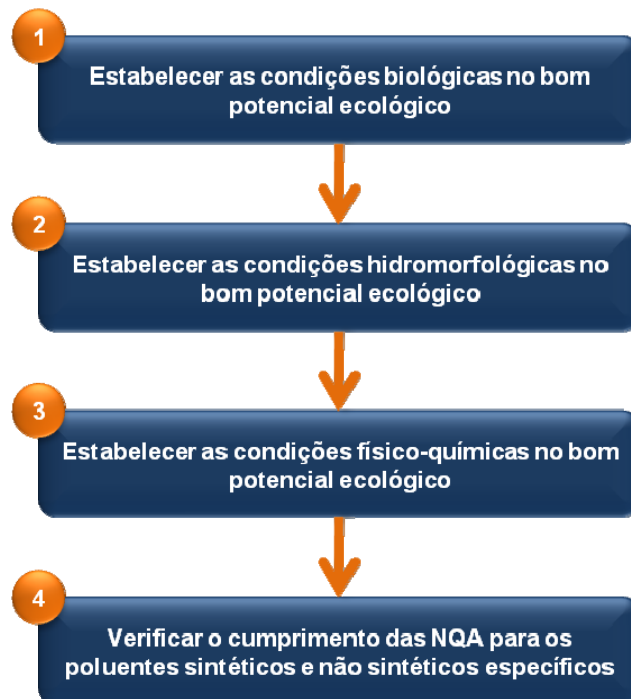


Figura 4.5 – Metodologia de definição do bom potencial ecológico – Abordagem Convencional

1. Estabelecer as condições biológicas no bom potencial ecológico:

Os valores dos elementos de qualidade biológicos no bom potencial ecológico apresentam um ligeiro desvio relativamente aos valores no potencial ecológico máximo. Este ligeiro desvio traduz uma pequena alteração dos valores dos elementos biológicos devido à pressão resultante da actividade humana (CIS WFD, 2003b). Em termos práticos, o conceito de ligeiro desvio merece várias interpretações. No caso de estudo, anteriormente referido, do rio *Lozoya*, o ligeiro desvio representa uma diminuição da qualidade do estado das albufeiras, ou seja, no potencial ecológico máximo estas encontram-se no estado oligotrófico, enquanto que no bom potencial ecológico as albufeiras estão no estado mesotrófico. A cada estado (oligotrófico ou mesotrófico) correspondem diferentes quantidades ou tipos de espécies de fitoplâncton, macrófitos, macroinvertebrados ou ictiofauna (Diaz & Real, 2001).

Por outro lado, no caso de estudo do rio *Tummel*, localizado na Escócia, foram definidos os RQE correspondentes às cinco classes do potencial ecológico, tendo

sido proposto um RQE igual a 0,75 como limite para o bom potencial ecológico. Após a definição das classes, foram calculados os RQE para diversas massas de água no sentido de verificar se estas se encontravam no bom potencial ecológico (Black, *et al.*, 2002).

2. Estabelecer as condições hidromorfológicas no bom potencial ecológico:

Nesta fase devem ser estabelecidas as condições hidromorfológicas necessárias para alcançar os valores dos elementos biológicos no bom potencial ecológico, principalmente para aqueles que são bastante sensíveis às alterações hidromorfológicas (CIS WFD, 2003b).

O caso de estudo do estuário de *Haringvliet*, na Holanda, constitui um exemplo de como estas condições hidromorfológicas podem ser determinadas. Este estuário é um sistema fortemente alterado pela actividade humana, uma vez que o seu regime de escoamento é controlado por meio de comportas, para manter um caudal mínimo no canal de Roterdão. As condições hidromorfológicas de suporte aos elementos biológicos foram determinadas recorrendo a modelação ecológica dos elementos de qualidade biológicos. Para tal, foram definidos diversos cenários correspondentes a diferentes níveis de abertura das comportas, com o objectivo de verificar a influência marinha no ecossistema estuarino fortemente modificado, tendo em conta que, para se atingir o potencial ecológico máximo, é necessário que as comportas estejam completamente abertas. Decorrente da modelação dos diversos cenários e da resposta dos elementos biológicos, concluiu-se que, para se atingir o bom potencial ecológico as comportas necessitam, apenas, de estar parcialmente abertas (Backx, G. v.d. Berg, A. de Hoog, M. Ohm, & Wijngaarden, 2002).

3. Estabelecer as condições físico-químicas no bom potencial ecológico:

As condições físico-químicas, no bom potencial ecológico, devem permitir alcançar os valores dos elementos biológicos estabelecidos para o bom potencial ecológico e manter o funcionamento do ecossistema (CIS WFD, 2003b).

No caso de estudo do estuário de *Haringvliet* foi também abordado este tema, concluindo-se que para se verificarem as condições físico-químicas de suporte ideais, bastava adoptar os limites de concentração dos parâmetros físico-químicos dispostos na legislação Holandesa relativa a estes aspectos (Backx, G. v.d. Berg, A. de Hoog, M. Ohm, & Wijngaarden, 2002).

4. Verificar o cumprimento das NQA para os poluentes sintéticos e não sintéticos específicos:

Para alcançar o bom potencial ecológico, é fundamental que as concentrações dos poluentes sintéticos e não sintéticos específicos não ultrapassem as NQA definidas por cada Estado-Membro, de acordo com o disposto no Item 1.2.6 do Anexo V da DQA.

4.1.2 Abordagem de Praga

A Abordagem de Praga é entendida como uma abordagem de natureza mais prática, especialmente quando o potencial ecológico máximo varia de massa de água para massa de água, e quando os dados de monitorização se revelam insuficientes para estimar, com alguma confiança, os valores dos elementos de qualidade para o potencial ecológico máximo e para o bom potencial ecológico (CIS WFD, 2006).

Tal como a Abordagem Convencional, a Abordagem de Praga (Figura 4.6) assenta no pressuposto de que a modificação imposta pelas características hidromorfológicas das massas de água artificiais e fortemente modificadas aos elementos de qualidade biológicos e físico-químicos é tal, que os impede de alcançar as condições verificadas no estado ecológico excelente, sem a aplicação de medidas

que afectem os usos para os quais as massas de água foram criadas, ou mesmo o ambiente envolvente.

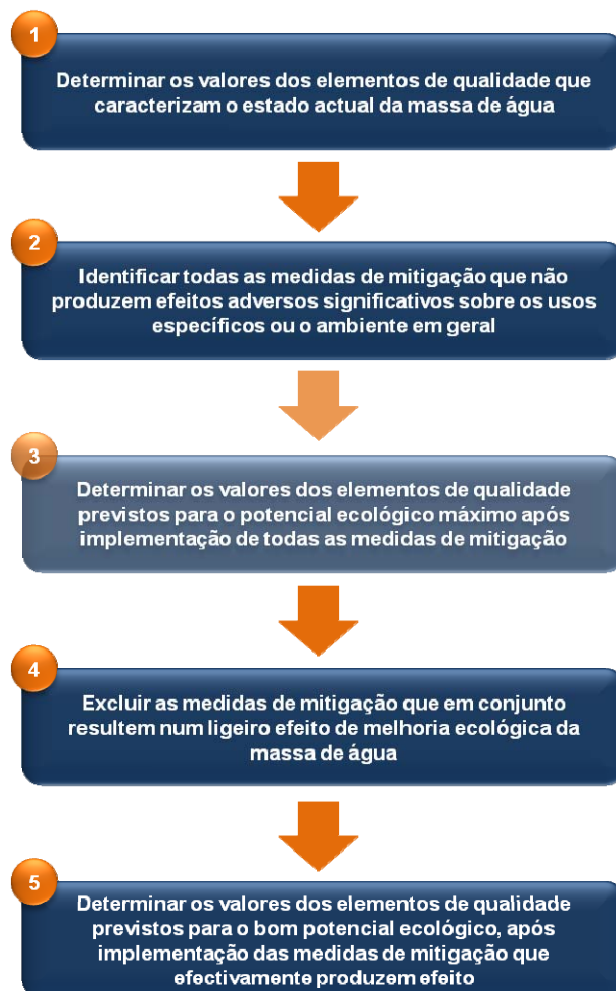


Figura 4.6 – Abordagem de Praga para definição do bom potencial ecológico

A Abordagem de Praga refere que os valores dos elementos de qualidade correspondentes ao estado actual da massa de água, obtidos nomeadamente, através dos programas de monitorização, são o ponto de partida para a definição do potencial ecológico (Kampa & Hansen, 2004).

Após a determinação destes elementos, segue-se a identificação de todas as medidas de mitigação que promovam melhorias no ecossistema, que não afectem o uso para o qual a massa de água foi criada, ou que não produzam um impacto severo no ambiente envolvente. Tal como acontece na Abordagem Convencional, as

medidas podem ser identificadas e definidas para cada massa de água, ou para grupos de massas de água com características homogéneas (CIS WFD, 2006).

De seguida, é possível determinar os valores dos elementos de qualidade correspondentes ao potencial ecológico máximo das massas de água.

A Abordagem de Praga propõe dois métodos para a definição do potencial ecológico máximo: o primeiro, passa pela aplicação da metodologia definida na Abordagem Convencional, apresentada anteriormente; o segundo, consiste em estimar os valores dos elementos de qualidade biológicos após a aplicação de todas as medidas de mitigação definidas para a massa de água em questão (CIS WFD, 2006).

Esta abordagem não demonstra pragmatismo ou inovação na definição do potencial ecológico máximo, dado que na realidade não necessita de o determinar para estabelecer os valores dos elementos de qualidade no bom potencial ecológico.

Este é o aspecto fulcral da Abordagem de Praga, ou seja, a definição do bom potencial ecológico não depende da estimativa dos valores dos elementos de qualidade realizada para determinar o potencial ecológico máximo (Kampa & Laaser, 2009). Assim, o bom potencial ecológico traduz uma condição ecológica esperada após aplicação de todas as medidas de mitigação, excepto aquelas que, em combinação, resultem num ligeiro efeito de melhoria ecológica numa massa de água artificial ou fortemente modificada (Figura 4.7). Deste modo, e em contraste com a Abordagem Convencional, a robustez da definição do bom potencial ecológico não depende da confiança dos valores estimados para o potencial ecológico máximo (CIS WFD, 2006).

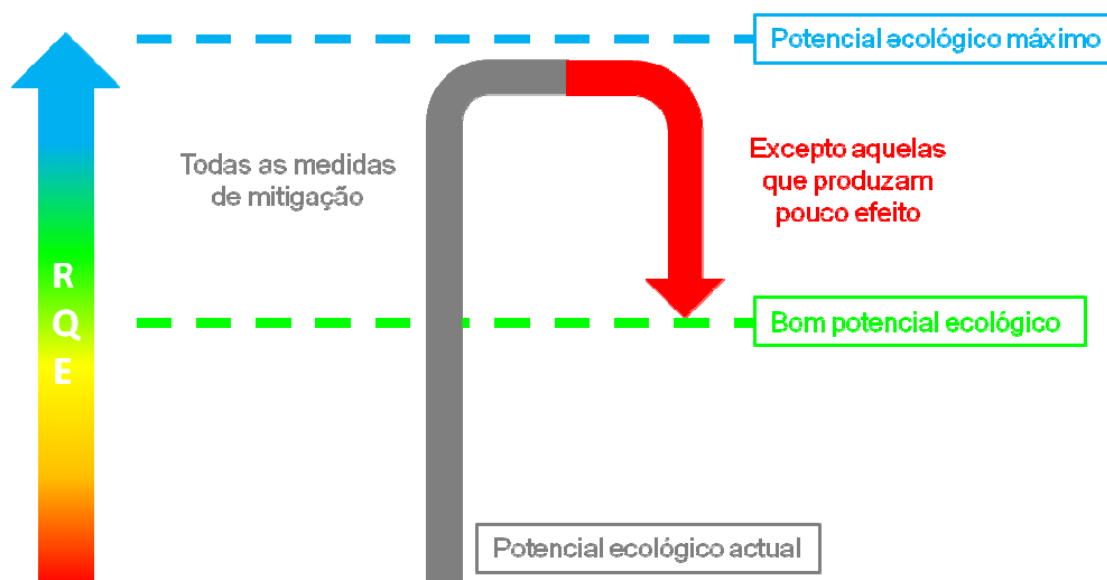


Figura 4.7 – Metodologia para definição do bom potencial ecológico – Abordagem de Praga

Podem, inclusive, existir casos em que as medidas de mitigação estejam já a ser aplicadas a uma massa de água. Assim, é esperado que o potencial ecológico da massa de água seja bom, desde que não existam impactes significativos não mitigados pelas medidas aplicadas (CIS WFD, 2006).

É fundamental referir que, na aplicação desta Abordagem, a utilização de massas de água semelhantes é realizada apenas para enquadrar o tipo de melhoria que deve ser procurado, no sentido de uma correcta definição do tipo e da quantidade de medidas de mitigação a aplicar à massa de água (Kampa & Hansen, 2004).

Em suma, a Abordagem de Praga assenta na definição de medidas ecologicamente eficazes, compatíveis com os usos para os quais a massa de água foi modificada ou criada, e que não produzam efeitos adversos sobre o ambiente envolvente. As condições ecológicas esperadas, após aplicação das medidas, devem proporcionar a definição do bom potencial ecológico das massas de água (CIS WFD, 2006).

É importante salientar que as medidas de mitigação a aplicar à massa de água dependem, consideravelmente, da categoria e do tipo de massa de água, das alterações hidromorfológicas e dos usos para os quais as massas de água foram

alteradas ou criadas. Para a definição e selecção das medidas de mitigação a aplicar, no âmbito da Abordagem de Praga, verifica-se regularmente a existência de listas de medidas, onde se podem encontrar, por exemplo: o tipo de pressões, as medidas de mitigação e os efeitos esperados. Nestas listas verificam-se três categorias de medidas de melhoria, de acordo com o tipo de qualidade:

- qualidade hidromorfológica, como por exemplo, redução da flutuação de nível, construção de escadas de peixes ou reestruturação de margens;
- qualidade físico-química, como por exemplo, redução da poluição difusa e das descargas pontuais;
- qualidade biológica, como por exemplo, remoção de espécies invasoras e reestruturação de habitats (Kampa & Hansen, 2004).

Relativamente à aplicação da Abordagem de Praga, destaca-se o caso de estudo do lago *IJsselmeer*, situado na Holanda. O lago *IJsselmeer* foi definido como fortemente modificado, dado que anteriormente esta massa de água consistia num ecossistema estuarino rico e diversificado. Este ecossistema natural foi completamente modificado, uma vez que foi submetido à construção de barragens e diques, com os objectivos de abastecimento público e agrícola, defesa contra cheias e navegação (Lammens, *et al.*, 2008). A avaliação do potencial ecológico do lago *IJsselmeer* baseou-se no estado actual da massa de água. Para tal, foi realizado um inventário das principais pressões e dos seus efeitos ecológicos. Decorrida a avaliação do estado, foram identificadas todas as medidas de mitigação possíveis de aplicar à massa de água, como por exemplo, escadas de peixe e estruturação de zonas litorais e margens. Da totalidade das medidas definidas, foram excluídas as que afectavam o uso ou o ambiente em geral e aquelas que, em conjunto, resultavam numa ligeira melhoria da qualidade ecológica da massa de água, remanescendo apenas aquelas que suportam o bom potencial ecológico. Por fim, foram determinados os efeitos ecológicos decorrentes da aplicação destas medidas, com o

objectivo de estimar os RQE característicos do bom potencial ecológico, recorrendo aos elementos, fitoplâncton, macrófitos, ictiofauna e macroinvertebrados. Estes valores foram calculados com o auxílio dos dados de uma massa de água semelhante, o lago *Peipsi* (Lammens, *et al.*, 2008).

4.1.3 Comparação das duas abordagens

As metodologias apresentadas anteriormente, inerentes a cada uma das abordagens consideradas, revelam algumas diferenças na forma como definem o potencial ecológico máximo e o bom potencial ecológico das massas de água artificiais e fortemente modificadas. Ainda assim, parecem apresentar métodos exequíveis para obter os valores dos elementos de qualidade, nas diferentes classes de qualidade. Com efeito, e apesar das diferenças, os dois métodos devem alcançar resultados comparáveis, estando à consideração de cada Estado-Membro a escolha de uma das metodologias, ou de uma combinação das duas, consoante a melhor aplicação que elas revelem em cada circunstância pontual.

Actualmente, as vantagens e desvantagens das duas abordagens ainda não se encontram totalmente estabelecidas. Contudo, a Abordagem de Praga revela-se tecnicamente menos complexa quando comparada com a Abordagem Convencional.

A aplicação da Abordagem Convencional apresenta uma desvantagem clara, pois possui uma estreita dependência dos valores das condições de referência das massas de água naturais que mais se assemelham às artificiais ou fortemente modificadas, dado que o potencial ecológico máximo é calculado com base nestas. Uma vez que a definição das condições de referência é maioritariamente apoiada em modelação e na comparação com massas de água naturais em condições pristinas, que se revelam quase inexistentes, pode conduzir a uma definição incorrecta, ou menos fiável, do potencial ecológico máximo.

Existe também o risco das sucessivas etapas de modelação subjacentes à definição das condições de referência, do potencial ecológico máximo e do bom potencial ecológico, poderem não estar isentas de erros que, a verificarem-se, resultarão numa definição de valores de bom potencial ecológico que não correspondem totalmente à realidade, e que poderão ser impossíveis de alcançar.

Por sua vez, a Abordagem de Praga não depende consideravelmente das condições de referência das massas de água semelhantes, nem de modelação, diminuindo o potencial erro subjacente às várias etapas que a caracterizam. A independência de modelação é também de especial importância, dado o constrangimento temporal que, nalguns casos, está associado ao primeiro ciclo de planeamento.

A independência da exactidão e da precisão com que são calculados os valores dos elementos de qualidade no potencial ecológico máximo, favorece a definição de um bom potencial ecológico que pode ser alcançado sem que os usos ou o ambiente em geral sejam afectados, promovendo a redução do risco de definição de medidas de mitigação insuficientes ou inadequadas.

Outra das vantagens a salientar na Abordagem de Praga é a mais fácil aplicabilidade da mesma, nomeadamente quando se verifica a insuficiência ou a inexistência de dados para definir o potencial ecológico máximo.

5 A definição do potencial ecológico nos Estados-Membros

A transposição da DQA para a respectiva legislação nacional de cada Estado-Membro da União Europeia, implica que a definição do potencial ecológico constitua um aspecto transversal a todos eles, obrigando-os a aplicar os conceitos e as metodologias apresentados anteriormente. É importante salientar o facto de que a Noruega, apesar de não constituir um Estado-Membro da União Europeia, decidiu incorporar a DQA na sua legislação nacional.

Deste modo, revela-se fundamental verificar o estado da aplicação destes conceitos em cada Estado-Membro, com o objectivo de conhecer a realidade actual Europeia, bem como para adquirir experiência através dos processos homólogos já desenvolvidos ao nível da definição do potencial ecológico.

De acordo com os resultados obtidos num inquérito realizado num *workshop*²⁸ em Bruxelas, subordinado ao tema das massas de água artificiais e fortemente modificadas, é possível verificar que, dos 28 países (27 Estados-Membros e Noruega):

- 5 aplicaram a Abordagem Convencional, incluindo Bélgica, Espanha, Lituânia, Eslováquia e Finlândia;
- 5 utilizaram a Abordagem de Praga, incluindo Irlanda, Reino Unido, Noruega, Estónia e Bulgária;
- 7 aplicaram uma combinação das duas abordagens, incluindo França, Holanda, República Checa, Portugal, Roménia, Alemanha e Áustria;
- 11 não referiram a utilização de qualquer metodologia, incluindo Luxemburgo, Eslovénia, Chipre, Hungria, Suécia, Grécia, Itália, Letónia, Dinamarca, Malta e Polónia (Kampa & Laaser, 2009).

²⁸ *European Workshop on Heavily Modified Water Bodies, 12-13 March 2009, Brussels.*

Relativamente à aplicação da Abordagem Convencional, destacam-se os seguintes casos: Bélgica – onde a classificação do potencial ecológico foi adaptada com base nos valores do estado ecológico de massas de água naturais, recorrendo à redução dos valores de fronteira das classes e à modificação dos métodos de cálculo dos RQE; Lituânia – onde os valores obtidos para o bom estado dos lagos naturais foram idênticos aos adoptados para caracterizar o bom potencial das albufeiras, enquanto que os valores para o bom estado dos rios naturais corresponderam ao potencial ecológico máximo dos rios fortemente modificados; e Espanha – onde foram estabelecidos os valores dos elementos de qualidade no potencial ecológico máximo e os limites para atingir o bom potencial ecológico para várias categorias de massas de água artificiais e fortemente modificadas, recorrendo a uma rede de massas de água semelhantes (Kampa & Laaser, 2009).

No que diz respeito à adopção da metodologia da Abordagem de Praga, a maioria dos países aplicou-a recorrendo a listas predefinidas de medidas de mitigação. As listas podem conter medidas gerais a aplicar em todas as massas de água, medidas específicas a aplicar em massas de água particulares, ou mesmo medidas correspondentes ao uso para o qual a massa de água foi modificada ou criada. Na Áustria e na Alemanha foram desenvolvidas listas de medidas de mitigação para cada pressão hidromorfológica, com informação relativa aos efeitos sobre os elementos biológicos e usos, bem como estimativas de custos e tempos de aplicação (Kampa & Laaser, 2009).

Na Holanda foram aplicadas as duas abordagens a massas de água diferentes, tendo sido elaborado um documento guia²⁹ para auxiliar a implementação desta metodologia. Para as massas de água artificiais, como canais e diques, que

²⁹ Ministerie van Verkeer en Waterstaat (2005). *Handreiking voor vaststellen van status, ecologische doelstellingen en bijpassende maatregelenpakketten voor niet-natuurlijke wateren.*

possuíam dados de monitorização suficientes e característicos de massas de água de boa qualidade, e para as quais não era necessário determinar os impactes das alterações hidromorfológicas, foi aplicada a Abordagem Convencional, dado que os valores resultantes da monitorização foram suficientes para determinar os valores dos elementos de qualidade no potencial ecológico máximo. Com auxílio de *expert judgment*, foram estabelecidos os valores para o bom potencial ecológico, tendo em consideração que estes sofrem um pequeno desvio relativamente aos do potencial ecológico máximo. Para a maioria das massas de água fortemente modificadas, o bom potencial ecológico foi determinado recorrendo às medidas de mitigação definidas no âmbito da aplicação da Abordagem de Praga. Aos valores dos elementos de qualidade no estado actual da massa de água, foram adicionados os efeitos estimados das medidas de mitigação, definindo-se posteriormente os RQE para o bom potencial ecológico (Kampa & Laaser, 2009).

É essencial referir que estes dados podem estar ligeiramente desactualizados, dado que este *workshop* se realizou em 2009. Adicionalmente, e apesar de não haver informação actualizada disponível, é expectável que os países que não referiram especificamente que metodologia estão a utilizar, se encontrem actualmente a aplicar uma das abordagens referidas, ou mesmo a desenvolver outros métodos próprios.

A implementação da DQA em Portugal inicia agora um novo ciclo com a elaboração dos PGRH e dos PBH. Apesar das inúmeras actividades já realizadas no âmbito da aplicação da Directiva, é neste momento que a correcta definição de conceitos e a eficiente aplicação de metodologias se revelam essenciais no cumprimento das obrigações estabelecidas na DQA.

Os conceitos e as metodologias associados ao potencial ecológico em Portugal já mereceram bastante investigação e discussão. Ainda assim, existe ainda trabalho

por realizar, bem como a necessidade de concretizar e aplicar muitos dos aspectos documentados e estudados.

Do trabalho realizado em Portugal, destaca-se o relatório denominado “*Qualidade ecológica e gestão integrada de albufeiras*”, onde foram abordados diversos temas, de entre os quais se destacam:

- a caracterização dos tipos ecológicos de albufeiras portuguesas e respectivas componentes abióticas e bióticas, físico-químicas, de habitat e biológicas, incluindo microalgas, macrófitos, macroinvertebrados e peixes;
- a modelação da qualidade da água e das comunidades de microalgas face à variação crescente e decrescente do uso do solo nas bacias de drenagem;
- a identificação de vários indicadores, características ou parâmetros, quer físico-químicos quer biológicos, que respondem às perturbações, quer globalmente quer em relação a formas específicas de alteração, como as variações do nível da água (Ferreira, *et al.*, 2009).

No âmbito deste relatório, foram ainda abordados os conceitos básicos do potencial ecológico máximo e do bom potencial ecológico, dando origem à elaboração de cinco princípios orientadores do funcionamento ecológico das albufeiras portuguesas. Estes princípios têm como principal objectivo estabelecer condições ecológicas consideradas como essenciais para garantir e gerir a qualidade ecológica das albufeiras Portuguesas, orientando a procura das respostas biológicas à pressão (Ferreira, *et al.*, 2009).

O primeiro princípio refere que, apesar das flutuações do nível da superfície livre necessariamente sentidas pelas albufeiras, as zonas litorais e de margem têm de ser suficientemente estruturadas e complexas para garantir habitats de alimento, abrigo e postura (Ferreira, *et al.*, 2009).

O segundo princípio determina que, para garantir os ciclos de vida das espécies nativas, é essencial que as albufeiras mantenham uma ligação funcional com as massas de água a montante, através da continuidade hídrica e conectividade entre os braços, as zonas laterais e os seus afluentes e tributários (Ferreira, *et al.*, 2009).

No sentido de permitir que as espécies migradoras percorram o sistema fluvial, o terceiro princípio estabelece que deve ser mantida a conectividade longitudinal do sistema lótico e da respectiva bacia hidrográfica a jusante (Ferreira, *et al.*, 2009).

No quarto princípio, é mencionado que embora as albufeiras apresentem uma tendência a possuírem níveis de nutrientes e de sólidos em suspensão superiores aos de massas de água lânticas naturais, devem ser mantidas condições razoáveis de transparência e de não agressividade química e bioquímica do ecossistema (*e.g.*, desoxigenações, teores elevados de amónia, entre outros) (Ferreira, *et al.*, 2009).

Por último, o quinto princípio estabelece que, apesar das albufeiras consistirem ecossistemas criados e intensamente afectados pelo Homem, estas devem satisfazer requisitos mínimos de manutenção da biodiversidade original do sistema fluvial em que se inserem, compatíveis com as condições ambientais que oferecem (Ferreira, *et al.*, 2009).

No âmbito deste relatório, foram ainda caracterizadas as condições no potencial ecológico máximo, bem como sugeridos valores de fronteira entre o bom potencial ecológico e o estado ecológico razoável. No entanto, os resultados alcançados revelam a necessidade de os mesmos serem ajustados à medida que surjam mais dados e mais fiáveis, de monitorização ecológica dessas massas de água. É fundamental referir também que o número de massas de água analisadas foi inferior ao desejado, sendo necessário intensificar os trabalhos de monitorização das

mesmas, no sentido de obter maior quantidade de dados essenciais à classificação do seu estado (Ferreira, *et al.*, 2009).

Com base neste trabalho e noutros de extrema importância, e de acordo com os resultados da 1.^a fase do exercício de intercalibração, foi elaborado pelo INAG um documento³⁰ que define alguns elementos de qualidade, indicadores e valores de fronteira a ter em conta no processo inicial de classificação do potencial ecológico de albufeiras (massas de água fortemente modificadas) (INAG, 2009).

Apesar de todo o trabalho realizado, como já foi referido, todo este processo está sujeito a uma melhoria contínua, no sentido de serem utilizados um maior número de elementos biológicos na caracterização do estado das massas de água.

No relatório *“Qualidade ecológica e gestão integrada de albufeiras”*, anteriormente referido, foram ainda abordadas algumas intervenções para mitigar os usos e para melhorar ou manter a qualidade ecológica das albufeiras, de entre as quais se destacam:

- intervenções no uso do solo e poluição tóxica e difusa na bacia de drenagem da albufeira, onde se incluem, por exemplo, o tratamento de fontes pontuais de efluentes, o controlo de fontes difusas de nutrientes, as práticas ambientalmente adequadas de actividades culturais associadas à floresta e à agricultura, entre outras de igual importância;
- intervenções no uso da área envolvente e na zona superficial da massa de água, onde se devem aplicar, por exemplo, instrumentos de ordenamento, no sentido de identificar as zonas de navegação, lazer, desportos aquáticos, urbanizações, turismo e pesca desportiva;

³⁰ INAG. (2009). *Critérios para a classificação do estado das massas de água superficiais - rios e albufeiras*.

- intervenções na massa de água e nos tributários mais importantes, que podem incluir acções ao nível da promoção da biodiversidade e do controlo de eutrofização;
- intervenções nas populações biológicas, no que diz respeito, por exemplo, à introdução de populações ou mesmo extracção de biomassa para controlo de eutrofização (Ferreira, *et al.*, 2009).

Assim, considera-se que os conceitos e as metodologias associados à definição do potencial ecológico necessitam de ser aprofundados e maturados, pois ainda não possuem a solidez que caracteriza outras metodologias, já bem testadas e relativamente às quais a experiência entretanto adquirida é relevante. Por outro lado, a aplicação destes métodos é, muitas vezes, baseada em *expert judgement*, sendo assim essencial promover a formação de peritos e incentivar a investigação no que concerne a estes aspectos.

6 Conclusões e perspectivas futuras

Concluiu-se que, no âmbito do processo de planeamento, os conceitos e as metodologias de definição do potencial ecológico das massas de água artificiais ou fortemente modificadas são transversais a todos os Estados-Membros da União Europeia. Estes devem implementar a DQA da forma mais eficiente possível, desenvolvendo metodologias e mecanismos tecnicamente correctos e economicamente viáveis, inserindo-se neste contexto a definição do potencial ecológico

Concluiu-se também que para definir o bom potencial ecológico tem-se recorrido, essencialmente, a duas metodologias: a Abordagem Convencional, baseada nos elementos de qualidade biológicos, e a Abordagem de Praga, baseada em medidas de mitigação.

As duas abordagens, individualmente ou em conjunto, foram testadas por alguns Estados-Membros, tendo-se verificado uma frequente aplicação de modelos e de *expert judgment*.

Embora não seja aconselhada a utilização de modelos na definição do potencial ecológico no âmbito dos PGRH ou dos PBH, devido ao curto período temporal que caracteriza o processo de planeamento, este método é, por vezes, a única forma de determinar os valores dos elementos de qualidade, dada a falta de dados de monitorização.

De forma a colmatar as lacunas inerentes aos dados de monitorização, especialmente os referentes aos elementos biológicos, é essencial implementar programas de monitorização e adequar os existentes, tentando sempre que estes programas englobem o maior número possível de massas de água, bem como diferentes categorias e tipos das mesmas.

No que diz respeito à definição de medidas, a desenvolver também no âmbito dos PGRH ou dos PBH, importa salientar que este processo é de especial importância, dado estas medidas constituírem a base para o alcance e a manutenção do bom estado/potencial das massas de água. Com efeito, a definição correcta de medidas, tendo em conta a relação custo-eficácia das mesmas e a relação causa-efeito destas nos valores dos elementos de qualidade, é essencial para atingir os objectivos determinados para cada massa de água. No processo de definição, é essencial ter em consideração as políticas ambientais, de ordenamento e uso do solo e energéticas, no sentido de definir medidas que não afectem os usos para os quais as massas de água foram modificadas ou criadas, e o ambiente envolvente.

É importante salientar também que, dos trabalhos já desenvolvidos em Portugal Continental, as massas de água que mereceram mais atenção foram as albufeiras (massas de água fortemente modificadas). No entanto, e apesar de estas terem uma maior representatividade a nível nacional, é fundamental não descurar as restantes massas de água fortemente modificadas pertencentes às categorias de águas de transição e costeiras, bem como as massas de água artificiais.

Um exercício interessante a realizar num futuro próximo, seria o de verificar a aplicação de metodologias de definição do potencial ecológico às massas de água artificiais, nomeadamente aos canais de rega.

A avaliação do estado e a atribuição de objectivos ambientais a estas massas de água não é consensual entre todos os peritos. Estes sistemas, construídos quase exclusivamente para satisfazer as necessidades da agricultura, não têm como objectivo a criação de um ecossistema rico, diversificado e sustentável. Apesar de ser possível a existência de algumas espécies nos canais de rega, estes não garantem o suporte ao ciclo de vida das espécies que, potencialmente, se podem desenvolver nessas massas de água. O funcionamento destes sistemas, baseado na

maioria das vezes no pedido dos consumidores, não permite a criação de um ecossistema sólido e consistente, dadas as flutuações de nível ou mesmo inexistência de caudal, o tipo de substrato e as inúmeras barreiras que se opõem à continuidade hídrica.

Um outro exercício a estudar e aprofundar em Portugal, diz respeito à construção de novas massas de água fortemente modificadas ou artificiais durante o período de aplicação dos PGRH. Durante este período de vigência, está prevista a alteração de massas de água naturais, nomeadamente com a construção das albufeiras previstas no Programa Nacional de Barragens de Elevado Potencial Hidroeléctrico.

Deste modo, é de extrema importância reflectir sobre a forma de abordagem destas massas de água, no âmbito dos PGRH e dos PBH, já que, caso as características das massas de água sejam alteradas durante os seis anos de aplicação dos Planos de Gestão, os objectivos a definir para as mesmas serão diferentes.

Conclui-se ainda que os conceitos em torno do potencial ecológico, tanto ao nível de Portugal como dos outros Estados-Membros, carecem de desenvolvimento, nomeadamente no que diz respeito à sua aplicação prática ou à calibração entre todos os Estados-Membros.

O nível de exigência na obtenção do bom potencial ecológico deve ser o mesmo para todos os Estados-Membros. Deste modo, a uniformização de metodologias e de processos inerentes à definição do potencial ecológico é essencial, no sentido dos países trabalharem para um objectivo comparável entre todos e alcançável por todos.

No futuro, espera-se que a experiência resultante da implementação destes conceitos, permita desenvolvê-los, melhorá-los, e até usá-los como referência para o desenvolvimento de novas abordagens e metodologias.

Por fim importa salientar que, no âmbito deste trabalho de investigação teria sido interessante aplicar a Abordagem Convencional e a Abordagem de Praga a uma massa de água artificial ou fortemente modificada, recorrendo a dados de monitorização das mesmas, com o objectivo de interpretar e comparar os resultados obtidos por ambas as metodologias. Tal não foi possível, dado o constrangimento temporal imposto pelo cronograma da dissertação, bem como pela falta de dados de monitorização, nomeadamente de elementos de qualidade biológicos.

Ainda assim, é expectável que o desenvolvimento dos conceitos relativos ao potencial ecológico e as conclusões obtidas no âmbito deste trabalho de investigação, promovam o desenvolvimento de mais trabalhos de investigação e de casos de estudo com aplicação prática.

7 Bibliografia

Backx, J., G. v.d. Berg, N. G., A. de Hoog, E. H., M. Ohm, M. v., & Wijngaarden, M. v. (2002). *Heavily Modified Waters in Europe - Case Study on the Haringvliet Estuary, RIZA Dordrecht*.

Bettencourt, A.M., Bricker, S. B., A. Franco, J.G., Marques, J.C., Melo, J.J., Nobre, A., Ramos, L., Reis, C.S., Salas, F., Silva, M.C., Simas, T., Wolff, W.J. (2003): *"Typology and Reference Conditions for Portuguese Transitional and Coastal Waters"*. INAG, I.P. e IMAR.

Black, A., Bragg, O., Duck, R., Findlay, A., Hanley, N., Morrocco, S., et al. (2002). *Heavily Modified Waters in Europe - Case Study on the river Tummel*. Geography Department of University of Dundee and Department of Economics of University of Glasgow. Dundee and Glasgow.

Borja, A., & Elliott, M. (2007). *What does "good ecological potential" mean, within the European Water Framework Directive?* Marine Pollution Bulletin.

Brito, A. G., Costa, S., Almeida, J., Nogueira, R., & Ramos, L. (2008). *A reforma institucional para a gestão da água em Portugal: as Administrações de Região Hidrográfica*. Congresso Ibérico sobre Gestão e Planeamento da Água. Vitoria-Gasteiz – 5 de Dezembro.

Calixto, V. C. (2006). *Sucessos e insucessos dos Planos de Bacia Hidrográfica*. 4.^a Sessão do Ciclo de Debates. Planos de Gestão de Região Hidrográfica – Planes Hidrológicos de Cuenca. CCDR Algarve – 10 de Novembro.

CIS WFD. (2006). *Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under*

the Water Framework Directive. Common implementation strategy for the Water Framework Directive. Working Group 2.2 – HMWB.

CIS WFD. (2003b). *Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies*. Common implementation strategy for the Water Framework Directive. Working Group 2.2 - HMWB.

CIS WFD (2003c). *Identification of Waterbodies*. Common implementation strategy for the Water Framework Directive. Working Group on Water Bodies.

CIS WFD. (2005a). *Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential*. Common implementation strategy for the Water Framework Directive. Working group 2A ECOSTAT.

CIS WFD. (2005b). *Template for the development of a boundary setting protocol for the purposes of the Intercalibration Exercise*. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Working Group 2A ECOSTAT.

CIS WFD. (2003a). *Towards a Guidance on Establishment of the Intercalibration Network and the Process on the Intercalibration Exercise*. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Working Group 2.5 - Intercalibration.

Comissão Europeia. (2008). *Nota sobre a Água 4 - Albufeiras, Canais e Portos: Gestão das massas de água artificiais ou fortemente modificadas*. WISE – Water Information System for Europe. Comissão Europeia (DG Ambiente) – Março.

Cortes, R. M., & Ferreira, M. T. (2008). *Estado ecológico das massas de água. A situação em Portugal*. Congresso Ibérico sobre Gestão e Planeamento da Água.

Decreto-Lei n.º 77/2006. D.R. I Série – A. n.º 64 (2006-03-30). p. 2331 – 2354.

Decreto-Lei n.º 97/2008. D.R. I Série. n.º 111 (2008-06-11). p. 3395 – 3403.

Diaz, J., & Real, M. (2001). *Heavily Modified Waters in Europe - Case Study on the river Lozoya (Tajo, Spain)*. Confederación Hidrográfica del Tajo. Calidad de Aguas and Limnos, S.A.. Barcelona e Madrid.

DIRECTIVA 2000/60/CE DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO, de 23 de Outubro de 2000. Jornal Oficial das Comunidades Europeias. L 327/1 – L 327/72.

Ferreira, M., Morais, M., Cortes, R., Sampaio, E., Oliveira, S., Pinheiro, P., et al. (2009). *Qualidade ecológica e gestão integrada de albufeiras*. Relatório final (Contrato 2003/067/INAG). Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

Gomes, F. (2008). *Planos de Gestão de Região Hidrográfica*. Encontro técnico Instituto Português da Qualidade – Águas subterrâneas, enquadramento legal. Comissão sectorial para a água.

Henriques, A. G. (2008). *Lei da Água e Titularidade dos Recursos Hídricos*. Apresentação Instituto Superior Técnico – IST.

Henriques, A. G., West, C. A., & Pio, S. (2002). *DQA - Um instrumento integrador da política da água na União Europeia*. Congresso da Água 2000.

INAG. (2009). *Critérios para a classificação do estado das massas de água superficiais - rios e albufeiras*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

INAG. (2002). *Documento de base para a implementação da DQA - Versão de trabalho*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

INAG. (2005). *Relatório síntese sobre a caracterização das regiões hidrográficas previstas na Directiva-Quadro da Água*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I.P.

INAG; ARH Alentejo. (2009a). *Questões significativas da gestão da água na região hidrográfica do Guadiana - Participação pública - Informação de suporte*.

INAG; ARH Alentejo. (2009b). *Questões significativas da gestão da água na região hidrográfica do Mira e Sado - Participação pública - Informação de suporte*.

INAG; ARH Algarve. (2009). *Questões significativas da gestão da água na região hidrográfica das ribeiras do Algarve - Participação pública - Informação de suporte*.

INAG; ARH Centro. (2009). *Questões significativas da gestão da água na região hidrográfica do Vouga, Mondego, Lis e ribeiras do Oeste - Participação pública - Informação de suporte*.

INAG; ARH Norte. (2009b). *Questões significativas da gestão da água na região hidrográfica do Cávado, Ave e Leça - Participação pública - Informação de suporte*.

INAG; ARH Norte. (2009a). *Questões significativas da gestão da água na região hidrográfica do Douro - Participação pública - Informação de suporte*.

INAG; ARH Norte. (2009c). *Questões significativas da gestão da água na região hidrográfica do Minho e Lima - Participação pública - Informação de suporte*.

INAG; ARH Tejo. (2009). *Questões significativas da gestão da água na região hidrográfica do Tejo - Participação pública - Informação de suporte*.

Kampa, E., & Hansen, W. (2004). *Heavily Modified Water Bodies – Synthesis of 34 Case Studies in Europe*. Berlin: Springer.

Kampa, E., & Laaser, C. (2009). *Heavily modified water bodies: "Information exchange on designation, assessment of ecological potential, objective setting and measures" - Updated discussion paper*. Common Implementation Strategy Workshop Brussels, 12-13 March 2009.

Lammens, E., Van Luijn, F., Wessels, Y., Bouwhuis, H., Noordhuis, R., Portielje, R., et al. (2008). *Towards ecological goals for the heavily modified lakes in the IJsselmeer area, The Netherlands*.

Lei n.º 58/2005. D.R. I Série – A. n.º 249 (2005-12-29). p. 7280 – 7310. Lei da Água.

Lorenz, C. (2001). *Heavily Modified Waters in Europe - Case Study on the Hagmolen-Hegebeek. Deventer*.

Lorenz, C., DWR, & RIVM. (2001). *Heavily Modified Waters in Europe - Case Study on Lake Loosdrecht. Deventer*.

Marques, C., Saraiva, F., & Robalo, G. (2010). *Planos de Gestão de Região Hidrográfica e Planos de Bacia Hidrográfica*. Disponível em: <http://www.dhv.pt>

O'Reilly, C., & Silberblatt, R. (2009). *Reservoir Management in Mediterranean Climates through the European Water Framework*. Hydrology, Water Resources Center Archives, University of California Water Resources Center.

Pinheiro, Z. G. (2008). *Direito e Política da Água*. Relatório – Universidade Nova de Lisboa, Faculdade de Ciências de Tecnologia.

Pio, S., & Henriques, A. G. (2000). *O estado ecológico como critério para a gestão sustentável das águas de superfície*. Congresso da Água 2000.

Rodrigues, A. C., Almeida, J., & Saraiva, F. (2010). *Plano de Gestão de Região Hidrográfica - instrumento para a gestão dos recursos hídricos*. 2º Seminário sobre

Gestão de Bacias Hidrográficas – “Reabilitação e Utilização da Rede Hidrográfica” – 20-21 de Maio. Braga.

Rodrigues, S., Bernardino, R., Alves, M., Rafael, M., & Henriques, A. *Princípios para a elaboração de uma rede nacional de monitorização da qualidade ecológica das águas superficiais nacionais segundo a proposta da Directiva-Quadro da Água.*

UK TAG. (2007). *Recommendations on surface water classification schemes for the purposes of the Water Framework Directive - UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive.*

Water Directors. (2003). *Identification of water bodies - Horizontal guidance document on the application of the term “water body” in the context of the Water Framework Directive.*

